

De: Eduardo Silva R.
Enviado el: miércoles, 17 de julio de 2024 23:58
Para: Carlos Alejandro Sotomayor Vega; Leonardo Dario Alarcon Olivares; DS Lista Sitios; Alberto Tacón Clavaín
CC: Liliana S. Pezoa; Patricio Contreras; René Osvaldo Cárdenas Millar; [redacted]; Esteban Cortés Calderón; Viviana Vasquez I.
Asunto: RE: Reiteramos solicitud de antecedentes de sitios prioritarios para la conservación en la región de Los Ríos.
Datos adjuntos: Silva-Rodriguez et al 2010.pdf; Silva-Rodriguez & Sieving 2012.pdf; Swan et al 2020.pdf; Farias et al 2014.pdf; Silva-Rodriguez et al 2018.pdf; Silva-Rodriguez et al 2019.pdf; Silva-Rodriguez et al 2021.pdf; Zenteno 2023.pdf; Vasquez-Ibarra 2019.pdf; Riquelme 2020.pdf; Vasquez-Ibarra et al 2023.pdf; Recep_Antecedentes_Sitios_Prioritarios_LosRíos_v2.xlsx; Stillfried 2023.pdf; Sepulveda et al 2014.pdf

Estimad@s

Adjunto un conjunto de trabajos que nuestro laboratorio en conjunto con otros actores (como por ejemplo la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero) hemos generado con presencia de algunas especies de interés en los Sitios Prioritarios. Los antecedentes puestos a disposición incluyen

1. Zorro chilote en sitios prioritarios Cordillera de la Costa y Curiñanco.
2. Comadreja trompuda en sitio prioritario Cordillera de la Costa
3. Güiña: sitios prioritarios Cordillera de la Costa, Curiñanco y Río Cruces
4. Huillín: sitio prioritario Río Cruces
5. Pudú: sitios prioritarios Cordillera de la Costa, Curiñanco y Río Cruces

Adicionalmente contamos con información georeferenciada para diversas especies para los sitios prioritarios antes mencionados, y adicionalmente Llancahue y Mehuín. Estos últimos no hemos alcanzado a sistematizarlos, pero no tenemos inconvenientes en ponerlos a disposición si nos dan un tiempo adicional (copio a Esteban quien maneja dicha base de datos).

Desde ya quedamos atentos a aportar antecedentes adicionales y a apoyar en todo lo que podamos.

Muchos saludos!

Eduardo A. Silva-Rodriguez, Med.Vet., PhD
 Director Escuela de Graduados
 Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales
 Universidad Austral de Chile
<https://publons.com/researcher/2844442/eduardo-a-silva-rodriguez/>

De: Carlos Alejandro Sotomayor Vega <[redacted]>
Enviado: lunes, 8 de julio de 2024 15:40

Para: Leonardo Dario Alarcon Olivares <

Asunto: Reiteramos solicitud de antecedentes de sitios prioritarios para la conservación en la región de Los Ríos.

Estimados y estimadas:

Junto con saludar, le reiteremos esta información y les comentamos que el archivo Excel fue reparado, para que puedan revisar el listado de sitios prioritarios de nuestra Región de Los Ríos.

Por instrucción del SEREMI del Medio Ambiente de la región de Los Ríos, Alberto Tacón Clavaín, queremos informar sobre el inicio del: **“Procedimiento de determinación de sitios prioritarios de la estrategia nacional de biodiversidad y estrategias regionales de biodiversidad de la macrozona sur, que pasarán a regirse por lo establecido en la ley N° 21.600”**.

Al respecto, según Res. Exenta Núm. 1560 de 2024, con publicación en el diario oficial con fecha 17 de junio de 2024, da un plazo de **30 días corridos** para la recepción de antecedentes sobre la determinación de sitios prioritarios de la Macrozona Sur que pasarán a regirse por lo dispuesto en la ley N° 21.600 que crea el Servicio de Biodiversidad y áreas protegidas.

Cualquier persona natural o jurídica podrá, **hasta el 17 de julio de 2024**, aportar antecedentes técnicos, científicos y sociales sobre la materia, y en particular, aquellos que digan relación con los valores ecológicos de uno o más sitios y sus usos. Dichos antecedentes deberán ser fundados y entregarse por escrito en la Oficina de Partes de la SEREMI del Medio Ambiente, región de Los Ríos, ubicada en Carlos Anwandter N°466, o bien, enviarse en formato digital a la casilla electrónica dslistasitios@mma.gob.cl, habilitada para tales efectos.

Se adjunta tabla Excel con listado de sitios prioritarios de la Región Los Ríos, con correspondiente link para su visualización en el portal del Sistema de Información y Monitoreo de Biodiversidad (SIMBIO), en la que se sugiere incorporar el detalle de la información que será entregada en la casilla de correo, para facilitar su revisión.

Esta es la primera etapa de este procedimiento, asociada a recepción de antecedentes, para luego generar un análisis interno de cada sitio.

Finalmente, señalar que actualmente **la región de Los Ríos tiene 11 Sitios Prioritarios para la Conservación de la Biodiversidad**, para lo cual se debe definir cuáles se regirán por lo establecido en la ley N° 21.600, a saber:

Que, los principales efectos de la declaración de un sitio prioritario en virtud de la nueva regulación que establece la ley N° 21.600, se encuentran en el artículo 41; disposición que prohíbe expresamente la "alteración física de los humedales que constituyan sitios prioritarios", y las infracciones que contempla la letra a) de su artículo 116, que dispone como conductas prohibidas en sitios prioritarios: "extraer tierra de hoja o turba; capturar, herir o dar muerte a ejemplares de la fauna nativa; destruir nidos, lugares de aposentamiento, reproducción o crianza, o ejecutar acciones que interfieran o impidan el cumplimiento del ciclo de reproducción de las especies nativas, cortar o extraer ejemplares de especies nativas de plantas, algas, hongos o líquenes; cuando tales acciones produzcan cambios significativos en las características ecológicas del sitio".

Una excepción a la conducta infraccional indicada en sitios prioritarios se da respecto de pueblos indígenas, al señalar que: *"no se considerará infracción aquella conducta realizada en el marco de aquellos usos o costumbres ancestrales de comunidades indígenas reconocidas en el acto administrativo que establezca alguno de los instrumentos de esta ley, en tanto no constituya un menoscabo a la conservación de la biodiversidad y a la protección del patrimonio natural del país, así como en aplicación de normativa especial en materia de sanidad vegetal y animal y de prevención y combate de incendios forestales"*

Para mayor información, puede visitar el expediente del proceso, que se encuentra en la web del Ministerio del Medio Ambiente: <https://leyparalanaturaleza.mma.gob.cl/> , banner “Instrumentos Ley 21.600”, “Transitorios” y luego “Sitios Prioritarios Macrozona Sur”.

Agradecemos su ayuda en la difusión de esta acción.

Cualquier duda favor dirigirse al profesional de la SEREMI del Medio Ambiente, Leonardo Alarcón al correo: [Redacted]

Saludos cordiales

Carlos Sotomayor V.

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/221677479>

Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu pudu* in Chile: Implications for the conservation of a threatened deer

Article in *Oryx* · January 2010

DOI: 10.1017/S0030605309990445

CITATIONS

79

7 authors, including:



Eduardo A. Silva-Rodriguez
Universidad Austral de Chile

49 PUBLICATIONS 1,430 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



O. Alejand Aleuy
University of Notre Dame

32 PUBLICATIONS 320 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

READS

769



Claudio Verdugo
Universidad Austral de Chile

58 PUBLICATIONS 894 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Gabriel R. Ortega Solís
Czech University of Life Sciences Prague

23 PUBLICATIONS 320 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer

EDUARDO A. SILVA-RODRÍGUEZ, CLAUDIO VERDUGO, O. ALEJANDRO ALEUY
JAMES G. SANDERSON, GABRIEL R. ORTEGA-SOLÍS, FELIPE OSORIO-ZÚÑIGA and
DANIEL GONZÁLEZ-ACUÑA

Abstract We assessed the importance of potential sources of mortality for the Vulnerable southern pudu *Pudu puda* in southern Chile using the clinical records of wildlife rehabilitation centres, necropsies of animals found in the field and a review of the diet of potential predators. To assess whether the identified mortality sources operate in nominally protected areas, we conducted a camera-trap survey in two areas to determine the presence of pudus and their potential predators. Predation by domestic dogs *Canis lupus familiaris* and car collisions were the commonest causes of pudu admissions to rehabilitation centres (35 of 44) and of deaths of animals encountered opportunistically in the field (seven of 14). Field data suggest that poaching could also be an important threat to pudus. Pudus were detected in both areas surveyed, accounting for 15.6% of mammal detections. Dogs accounted for 47.8% of all detections of potential predator species, followed by pumas *Puma concolor* (17.4%), guignas *Leopardus guigna* (17.4%) and chilla foxes *Lycalopex griseus* (17.4%). The literature survey implicated only pumas as important pudu predators among native carnivores. Our data suggest that, aside from forest loss, dogs, road kills and probably poaching are important concerns for pudu conservation. Our frequent detections of free-ranging dogs associated with roads within nominally protected areas suggest that long-term efforts to conserve pudu will require not only the protection of remnant native forest but also

substantive environmental education to modify dog management near protected areas.

Keywords Chile, domestic dog, poaching, *Pudu puda*, *Puma concolor*, roadkills, South America, temperate forest

Introduction

The southern pudu *Pudu puda* is one of the smallest deer in the world reaching just 40 cm in height (Hershkovitz, 1982). It inhabits the South American temperate rainforest of Chile and Argentina, where it is endemic (Wemmer, 1998). The geographical distribution of the species ranges from 36° to 49° S in Chile (Miller et al., 1973) and from 39° to 43° S in Argentina (Meier & Merino, 2007). It prefers dense understorey, secondary forest and native bamboo thickets (Eldridge et al., 1987; Meier & Merino, 2007). The ecology of the species, however, remains mostly unknown.

The pudu is categorized as Vulnerable on the IUCN Red List (Jiménez & Ramilo, 2008) and it is included in Appendix I of CITES (Wemmer, 1998; Weber & Gonzalez, 2003). The total population of the species is thought to be < 10,000 (Wemmer, 1998). The main threats to pudu are forest loss and fragmentation (Miller et al., 1973; Wemmer, 1998), and significant losses of temperate forests in southern Chile and Argentina have already occurred (Cavelier & Tecklin, 2005). In addition to habitat loss, pudus are apparently threatened by poaching and predation by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Miller et al., 1973; Hershkovitz, 1982; Wemmer, 1998; Weber & Gonzalez, 2003); however, these threats have not been assessed (Wemmer, 1998). In addition to various anthropogenic threats, pudus are preyed upon by native predators such as pumas *Puma concolor* (Rau et al., 1991; Rau & Jiménez, 2002b) and potentially by other carnivores such as foxes (*Lycalopex* spp., Jiménez et al., 1991; Jiménez, 2007) and guignas *Leopardus guigna* (Hershkovitz, 1982, Freer, 2004).

Our objective was to evaluate the potential threats to pudu in southern Chile. In particular, we addressed sources of mortality by analysing the clinical records of wildlife rehabilitation centres and pudu mortality data collected in the field. This was complemented by reviewing the published

EDUARDO A. SILVA-RODRÍGUEZ (Corresponding author) Department of Wildlife Ecology and Conservation and School of Natural Resources and Environment, University of Florida, 110 Newins-Ziegler Hall, Gainesville, FL 32611-0430, USA. E-mail eduardosilva@ufl.edu

CLAUDIO VERDUGO*, O. ALEJANDRO ALEUY and GABRIEL R. ORTEGA-SOLÍS Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

JAMES G. SANDERSON Wildlife Conservation Network, Los Altos, USA.

FELIPE OSORIO-ZÚÑIGA Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

DANIEL GONZÁLEZ-ACUÑA Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Chillán, Chile.

*Also at: Department of Small Animal Clinical Sciences, College of Veterinary Medicine, University of Florida, Gainesville, USA.

Received 8 September 2008. Revision requested 18 December 2008.

Accepted 28 January 2009.

dietary analyses of potential predators within the range of the pudu. To address whether these potential sources of mortality operate in protected areas, we assessed the presence of the pudu and its potential predators using camera traps.

Methods

Causes of mortality

Rehabilitation centres We evaluated causes of pudu mortality in the clinical records from the two main wildlife rehabilitation centres in southern Chile: at the Universidad de Concepción, Chillan, Bío-Bío District, and the Universidad Austral de Chile, Valdivia, Los Ríos District (Fig. 1). These centres receive most of the injured animals found in their respective districts. At both Centres veterinary staff collect information on age, gender, origin of the animal and the circumstances in which the animal was found, and each animal is examined to establish a clinical diagnosis and treatment. In case of death, necropsies narrow the diagnosis (Woodford et al., 2000). We summarize the causes of arrival of pudus at the rehabilitation centres, clinical findings and mortality rates of animals received (number of pudu deaths/number received) and the male:female and adult:fawn ratios.

Field mortality As a second source of information on pudu mortality we used data collected from two sites in southern Chile (Fig. 1). Centinela is a rural area in Los Ríos District where native forest has been reduced to fragments com-

prising c. 23% of the land cover (Silva-Rodríguez, 2006). Chaquihual is an area in Chiloé Island, Los Lagos District, with c. 68% forest cover dominated by secondary forest and bamboo (*Chusquea* spp.) and was subject to selective logging during the period of study. Centinela was surveyed in 2006 and 2008 and Chaquihual during 2005. At both sites carcasses were located opportunistically (when driving or walking along roads) and using information provided by local people, with whom we spoke opportunistically. Mortality causes were determined by necropsy (Woodford et al., 2000) and using complementary information such as tracks and other signs of potential predators close to the carcasses. We considered that a pudu was killed by a predator only if its injuries were associated with haemorrhages, indicating the animal was alive at the time the injury occurred (DiMaio & DiMaio, 2001). Otherwise, injuries were attributed to scavenging activity. Old carcasses and bones were classified as undetermined mortality causes. Information regarding recent poaching of pudus was opportunistically collected while conducting surveys for other purposes (Silva-Rodríguez, 2006) and when there was evidence of recent culling by local people (e.g. skins or body parts in homes).

Diet of native predators

Detection of carcasses of pudus killed by predators such as pumas or foxes is unlikely in forested areas. Therefore, we assessed the occurrence of pudu remains in carnivore scats

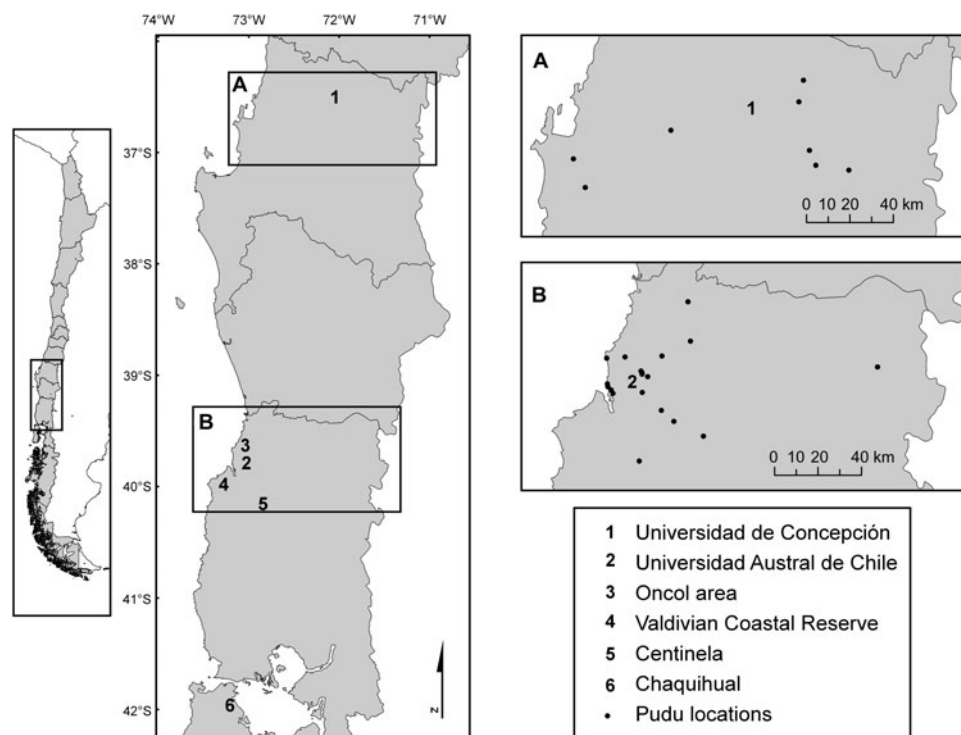


FIG. 1 Location of the rehabilitation centres and field sites considered in this study. Insets (A) and (B) show the location of origin of pudus received at Universidad de Concepción and Universidad Austral de Chile rehabilitation centres respectively.

by reviewing published data on the diet of potential pudu predators within the distribution range of pudu. Our analysis included puma, guigna, chilla fox *Lycalopex griseus*, culpeo fox *Lycalopex culpaeus* and Darwin's fox *Lycalopex fulvipes*. From the data available we calculated the frequency of occurrence of pudus in the diet of each potential native carnivore. Frequency of occurrence was estimated as the number of scats in which pudu remains were found divided by the total number of scats analysed.

Camera-trap surveys

To estimate the relative occurrence of pudu and its predators we conducted camera-trap surveys in two private protected areas in the coastal range of Los Rios District (Fig. 1). In the Oncol area, dominated by primary and secondary evergreen forest, we conducted surveys in Oncol Park, Pilolcura and Pichicuyín (Fig. 1). In the Valdivian Coastal Reserve, which is the largest protected area in the coastal range of southern Chile (> 60,000 ha), we conducted surveys in Chaihuín and Colún, areas dominated by secondary forests and some *Eucalyptus* spp. plantations.

Camera trapping, the use of motion-triggered cameras set at bait stations or along animal trails, is a useful technique for mammal inventories in remote areas (Silveira et al., 2003). We surveyed for pudus and potential predators using seven cameras (three Snapshot Sniper; Duncan, USA, and four Woodland Outdoor Sports, Frankenmuth, USA). Cameras were placed at least 1 km apart from each other, 5–500 m from roads, for 21–28 days and recorded date and time when triggered. Surveys were from April 2007 to February 2008. Camera traps were alternated between the Oncol area and Valdivian Coastal Reserve. Failures and robbery of cameras resulted in unequal effort between the two areas but detections were standardized to effort. Relative abundance indices were calculated as the number of pudu photographs per 100 trap-days. In the case of pudus and dogs we also recorded the minimum number of different individuals detected. Individual pudus were considered different if a male and a female (Hershkovitz, 1982; Plate 1) were detected in the same camera trap or if different camera traps within a study site were visited in the same sampling period. The assumption that pudus in different cameras were different individuals is safe, given that the closest distance between two cameras that registered pudu photographs was > 3 km, which is considerably larger than the largest diameter of a pudu home range (Eldridge et al., 1987). Individual dogs were identified based on major phenotypic differences.

Results

Pudu mortality

Data for 44 pudus were collected at the rehabilitation centres (29.5% males, 61.4% females and 9.1% fawns). The

primary causes of pudu arrival at centres were dog attacks and car hits (Fig. 2). Mortality of animals received was high: 56.8% died in spite of medical treatment. Mortality rate was



PLATE 1 Camera trap photographs of (a) domestic dog in Colún, and (b) female and (c) male pudu recorded by the same camera in Chaihuín (Fig. 1).

particularly high for those animals that had been hit by a car (69.2%) and for those that had been attacked by dogs (68.2%). Pudus injured by dogs presented politraumatism, puncture wounds, limb and lumbo-sacral fractures, thoracic and abdominal perforations and multiple abscesses, whereas animals hit by cars frequently presented policon-tusions, costal fractures, thoracic and lumbar vertebral fractures, cranioencephalic traumatism and haemothorax. Rhabdomyolysis (capture myopathy) was a common necropsy finding.

Seven dead pudus were identified in each of the sites. In Centinela three animals were killed by dogs, two by local people and two by car collisions. In Chaquihual two animals were killed by dogs, two by local people and mortality cause was not determined for three old carcasses.

Predator diet

Pudu remains were reported in 34.8% of 161 puma scats analysed and in all but two locations where puma diet has been studied and both species coexist (Table 1). The occurrence of pudu in the diet of small carnivores is low. Pudu is reported in 1.5% ($n = 801$) and 0.5% ($n = 200$) of the scats of Darwin's fox and guigna, respectively, and not in culpeo ($n = 148$) or chilla fox ($n = 463$) scats (Table 1). In only two areas have the diets of puma and at least one other carnivore been assessed simultaneously. In both cases pudus were frequently detected in the diet of pumas (26.5%, Rau et al., 1991; 67.7%, Zúñiga et al., 2005) and not detected in the diet of chillas (Martínez et al., 1993; Zúñiga et al., 2005) and guignas (Zúñiga et al., 2005).

Occurrence of pudus and predators in protected areas

Sixty-three independent photographs were obtained of eight mammal species (Table 2). The most frequent species

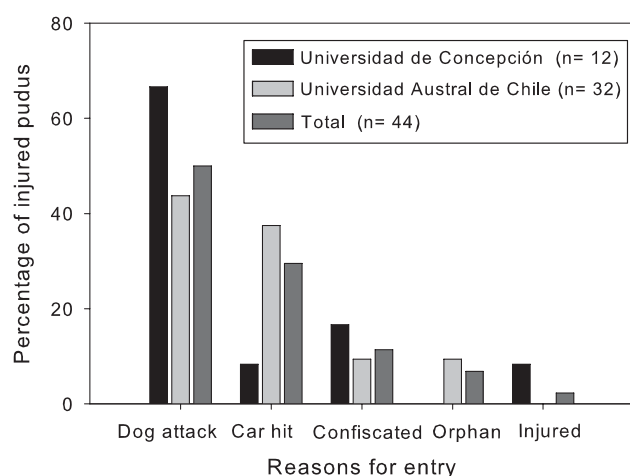


FIG. 2 Percentage of pudus received at two wildlife rehabilitation centres in southern Chile (2005–2008), categorized according to the reason for admission.

recorded were domestic cattle *Bos taurus* (31.7% of mammal detections), domestic dog (17.5%) and pudu (15.9%). Within the Valdivian Coastal Reserve at least six different pudus were photographed by four different cameras and on 9 different days, whereas in the Oncol area pudus were detected only once. Dogs were detected frequently in both areas (Table 2), always on unpaved roads (< 50 m). Ten different individuals were identified and six of them were detected in association with local people. Dogs alone accounted for 47.8% of the independent detections of potential predators. Pudus were never detected at the same camera as a dog or a puma. However, one individual was detected at the same camera as a chilla fox within a 24-hour period.

Discussion

Mortality sources

The analysis of rehabilitation centre records and collection of carcasses in the field are useful tools to identify wildlife threats but interpretation of such data requires caution (Ciucci et al., 2007; Mazari et al., 2008). The main issue is that the causes of death or injury may have different probabilities of being detected (Ciucci et al., 2007). For example, an animal hit by a car is more likely to be found and transported to a rehabilitation centre (Spalding & Forrester, 1993; Ciucci et al., 2007). In contrast, a poached animal or an animal affected by a disease is less likely to be reported (Ciucci et al., 2007).

Predation by dogs is suspected to be a major threat to pudus in human-dominated landscapes (Miller et al., 1973; Herschkovitz, 1982; Wemmer, 1998; Weber & González, 2003). In such areas in southern Chile, dog densities can be as high as 7.3 km^{-2} (Silva-Rodríguez, 2006). In comparison to the highest densities reported for pumas in Chile ($0.06 \text{ individuals km}^{-2}$, for Patagonia; Franklin et al., 1999), this density of dogs represents an increase, by more than two orders of magnitude, in the abundance of predators in human-dominated landscapes, with potentially serious consequences for the persistence of pudus. In this situation even infrequent predation by dogs could have serious consequences for pudu populations. The rehabilitation centre records and field data presented here represent convergent evidence for the potential importance of dogs as predators of pudu (Fig. 2).

Our camera-trap data suggest that dogs could also be a problem within nominally protected areas (at least where roads are present), where they accounted for 45.8% of potential predator detections in camera traps (see also Vilà et al., 2004). Dogs were accompanied by people in 33.3% of detections, and the same individuals dogs were also detected alone. It is possible that some of the dogs detected were feral, and their presence in protected areas needs to be addressed.

TABLE 1 Percentage frequency of occurrence of pudus in the diet of native carnivores in southern Chile, recalculated from the original sources as number of positive scats divided by total number of scats analysed.

Frequency of occurrence % (n)	Location	Latitude	Longitude	Source
Puma <i>Puma concolor</i>				
0.0 (3)	Nahuelbuta	37°47'	72°44'	Rau & Jiménez (2002b)
0.0 (11)	Conguillío	38°36'	71°36'	Rau & Jiménez (2002b)
67.7 (31)	Rucamanque	38°39'	72°36'	Zúñiga et al. (2005)
26.5 (65)	San Martín	39°38'	73°07'	Rau et al. (1991)
8.3 (12)	San Martín	39°38'	73°07'	Rau & Jiménez (2002b)
10.0 (10)	Puyehue	40°45'	72°12'	Rau & Jiménez (2002b)
50.0 (26)	V Pérez R	41°04'	71°50'	Rau & Jiménez (2002b)
100.0 (3)	Huinay	42°22'	72°25'	J.E. Jiménez (unpubl. data)
Guigna <i>Leopardus guigna</i>				
0.0 (17)	Los Queules	35°39'	72°41'	Correa & Roa (2005)
0.0 (13)	Rucamanque	38°39'	72°36'	Zúñiga et al. (2005)
0.0 (35)	Queulat	44°35'	72°25'	Freer (2004)
0.7 (135)	Lag. San Rafael	46°39'	73°52'	Freer (2004)
Culpeo <i>Lycalopex culpaeus</i>				
0.0 (18)	Los Queules	35°39'	72°41'	Correa & Roa (2005)
0.0 (107)	Niblinto	36°45'	71°29'	Torés (2007)
0.0 (23)	Nahuelbuta	37°47'	72°44'	J.E. Jiménez (unpubl. data)
Chilla <i>Lycalopex griseus</i>				
0.0 (9)	Los Queules	35°39'	72°41'	Correa & Roa (2005)
0.0 (7)	Nahuelbuta	37°47'	72°44'	J.E. Jiménez (unpubl. data)
0.0 (38)	Rucamanque	38°39'	72°36'	Zúñiga et al. (2005)
0.0 (98)	San Martín	39°38'	73°07'	Martínez et al. (1993)
0.0 (88)	San Martín	39°38'	73°07'	Rau et al. (1995)
0.0 (223)	Centinela	40°14'	73°04'	Silva-Rodríguez (2006)
Darwin's fox <i>Lycalopex fulvipes</i>				
0.2 (404)	Nahuelbuta	37°47'	72°44'	Jiménez et al. (1991)
0.0 (7)	Nahuelbuta	37°47'	72°44'	J.E. Jiménez (unpubl. data)
6.1 (179)	Ahuenco	42°06'	74°03'	Jiménez (2007)
0.0 (66)	Ahuenco	42°06'	74°03'	Elgueta et al. (2007)
3.9 (88)	Piriquina	42°24'	73°54'	Jiménez et al. (1991)
0.0 (25)	Tricolor	42°49'	74°08'	Rau & Jiménez (2002a)
5.2 (32)	Cipresal	42°35'	74°08'	Rau & Jiménez (2002a)

Car hits are an important source of mortality for deer in general (Allen & McCullough, 1976; Parker et al., 2008) and our data suggest that this could also be a conservation concern for pudus. Acknowledging that car collisions as a mortality source could be inflated (Spalding & Forrester, 1993; Ciucci et al., 2007), it is not possible to compare its relative importance to other sources of mortality. However, the fact that car collisions appear to be important suggests that the planned construction of major highways in some of the best conserved areas of the region (Wilson et al., 2005) would require mitigation strategies.

Implications for pudu conservation

The main threat for pudu conservation is probably forest loss (Jiménez & Ramilo, 2008) and the concomitant increase in incompatible human activities and land uses, which currently affect > 40% of the area originally covered by native forest in southern Chile (Cavelier & Tecklin,

2005). The mortality sources described above may increase the negative effects of forest loss and fragmentation. Furthermore, pumas, the main native pudu predator, can tolerate some degree of forest loss (Muñoz-Pedreros & Rau, 2005) and reductions in native prey availability by shifting their food preferences towards invasive and domestic species, which are abundant in non-forest habitats (Rau et al., 1991; Rau & Jiménez, 2002b). As a result, predation pressure by pumas in fragmented landscapes may be an additional threat that has not been considered previously. Thus, as native forest is reduced to fragments, pudus may face the increasing and cumulative pressure of pumas, dogs and people (poaching and car collisions). Further understanding of how forest loss and mortality sources interact is important for developing effective strategies for the conservation of pudu.

Conserving pudus in human-dominated landscapes will require educating people to improve management of domestic dogs, and reduction of the impacts of illegal poaching.

TABLE 2 Relative abundance indices (photographs per 100 trap-days) for eight mammal species detected in two areas in Chile (Fig. 1).

Species	N ¹	% diurnal ²	Photographs per 100 trap-days ³							
			Oncol area				Valdivian Coastal Reserve			
			Pichicuyín	Oncol Park	Pilolcura	Overall	Chaihuín	Colún	Overall	Overall
European hare <i>Lepus europaeus</i>	2	0.0	0.0	0.9	0.0	0.2	0.0	0.3	0.2	0.2
Domestic dog <i>Canis lupus familiaris</i>	11	90.9	+	2.6	+	0.7	0.0	2.5	1.7	1.3
Chilla <i>Lycalopex griseus</i>	4	0.0	1.5	+	0.0	0.5	0.0	0.6	0.4	0.5
Hog-nosed skunk <i>Conepatus chinga</i>	8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.5	0.7	1.6	1.3	0.9
Puma <i>Puma concolor</i>	4	75.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.9	0.5
Guigna <i>Leopardus guigna</i>	4	25.0	0.0	+	0.6	0.2	+	0.9	0.6	0.5
Pudu <i>Pudu puda</i>	10	70.0	0.7	0.0	0.0	0.2	5.3	0.3	2.1	1.1
Cattle <i>Bos taurus</i>	20	90.0	2.2	+	1.2	1.2	0.0	4.7	3.2	2.3
Total trap-days			136	114	162	412	151	318	469	881

¹number of independent records²percentage of photographs obtained during daylight hours³+, species observed during our work in the area but not detected at camera traps

Steps toward this are being taken, with the preparation of educational material for farmers (C. Smith-Ramírez et al., in preparation) that includes the findings of this study, and the provision of feedback to the relevant protected area authorities. In ongoing research we are evaluating how domestic dog and cat *Felis catus* management influences predation on wildlife, and how the interaction of forest loss with other anthropogenic threats may affect pudu survival.

Acknowledgements

The authors thank Jaime Jiménez, Kathryn E. Sieving and two anonymous reviewers for valuable comments on the manuscript. We thank the US Fish & Wildlife Service Latin American & Caribbean Program and the Valdivian Coastal Reserve and its park rangers, Parque Oncol, the Darwin Initiative, José Vistoso, Alfredo Almonacid, Pablo López, Jaime Jiménez, Roguet Alba, Pascual Alba and all volunteers of wildlife rehabilitation centres at the Universidad de Concepción and the Universidad Austral de Chile for logistical support. EAS was supported by a Fulbright-Conicyt fellowship. CV was supported by a MIDEPLAN International Scholarship.

References

- ALLEN, R.E. & McCULLOUGH, D.R. (1976) Deer-car accidents in southern Michigan. *Journal of Wildlife Management*, 40, 317–325.
- CAVELIER, J. & TECKLIN, D. (2005) Conservación de la Cordillera de la Costa: un desafío urgente en la ecorregión valdiviana. In *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (eds C. Smith-Ramírez, J.J. Armesto & C. Valdovinos), pp. 632–641. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- CIUCCI, P., CHAPRON, G., GUBERTI, V. & BOITANI, L. (2007) Estimation of mortality parameters from (biased) samples at death: are we getting the basics right in wildlife field studies? A response to Lovari et al. (2007). *Journal of Zoology*, 273, 125–127.
- CORREA, P. & ROA, A. (2005) Relaciones tróficas entre *Oncifelis guigna*, *Lycalopex culpaeus*, *Lycalopex griseus* y *Tyto alba* en un ambiente fragmentado de la zona central de Chile. *Mastozoología Neotropical*, 12, 57–60.
- DIMAIO, V.J.M. & DIMAIO, D. (2001) *Forensic Pathology*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, USA.
- ELDRIDGE, W.D., MACNAMARA, M.M. & PACHECO, N.V. (1987) Activity patterns and habitat utilization of pudus (*Pudu puda*) in south-central Chile. In *Biology and Management of the Cervidae* (ed. C.M. Wemmer), pp. 352–370. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- ELGUETA, E.I., VALENZUELA, J. & RAU, J.R. (2007) New insights into the prey spectrum of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes* Martin, 1837) on Chiloé Island, Chile. *Mammalian Biology*, 3, 179–185.
- FRANKLIN, W.L., JOHNSON, W.E., SARNO, R.J. & IRIARTE, J.A. (1999) Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, 90, 33–40.
- FREER, R.A. (2004) *The spatial ecology of the guinea (Oncifelis guigna) in southern Chile*. PhD thesis, University of Durham, Durham, UK.
- HERSHKOVITZ, P. (1982) Neotropical deer (Cervidae). Part 1. Pudus, genus *Pudu* Gray. *Fieldiana Zoology, New Series*, 11, 1–86.
- JIMÉNEZ, J.E. (2007) Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *Journal of Zoology*, 271, 63–77.
- JIMÉNEZ, J.E., MARQUET, P.A., MEDEL, R.G. & JAKSIC, F.M. (1991) Comparative ecology of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in mainland and island settings of southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 63, 177–186.
- JIMÉNEZ, J.E. & RAMILO, E. (2008) *Pudu puda*. In *IUCN Red List of Threatened Species v. 2009.1*. <http://www.iucnredlist.org> [accessed 13 August 2009].
- MARTÍNEZ, D.R., RAU, J.R., MURÚA, R.E. & TILLERÍA, M.S. (1993) Depredación selectiva de roedores por zorros chillas (*Pseudalopex griseus*) en la pluviselva valdiviana, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66, 419–426.
- MAZARIS, D.A., MAMAKIS, Y., KALPAKIS, S., POULOPOULOS, Y. & MATSINOS, G.Y. (2008) Evaluating potential threats to birds in Greece: an analysis of a 10-year data set from a rehabilitation centre. *Oryx*, 42, 408–414.

- MEIER, D. & MERINO, M.L. (2007) Distribution and habitat features of southern pudu (*Pudu puda* Molina, 1782) in Argentina. *Mammalian Biology*, 72, 204–212.
- MILLER, S., ROTTMANN, J. & TABER, R. (1973) Dwindling and endangered ungulates of Chile: *Vicugna*, *Lama*, *Hippocamelus* and *Pudu*. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 38, 55–68.
- MUÑOZ-PEDREROS, A. & RAU, J. (2005) Presencia y densidad de pumas (*Puma concolor*) en dos localidades de la cordillera de la Costa del sur de Chile. In *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (eds C. Smith-Ramírez, J.J. Armesto & C. Valdovinos), pp. 539–540. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- PARKER, I.D., BRADEN, A.W., LOPEZ, R.R., SILVY, N.J., DAVIS, D.S. & OWEN, C.B. (2008) Effects of US 1 Project on Florida Key deer mortality. *Journal of Wildlife Management*, 72, 354–359.
- RAU, J. & JIMÉNEZ, J.E. (2002a) Dieta otoño-invernal del zorro de Darwin: una comparación entre dos hábitats de Chiloé, Chile. *Gestión Ambiental (Chile)*, 8, 57–62.
- RAU, J.R. & JIMÉNEZ, J.E. (2002b) Diet of puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in coastal and Andean ranges of southern Chile. *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, 37, 201–205.
- RAU, J.R., MARTÍNEZ, D.R., LOW, J.R. & TILLERIA, M.S. (1995) Depredación por zorros chillas (*Pseudalopex griseus*) sobre micromamíferos cursoriales, escansoriales y arbóricolas en un área silvestre protegida del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 68, 333–340.
- RAU, J.R., TILLERIA, M.S., MARTÍNEZ, D.R. & MUÑOZ, A.H. (1991) Dieta de *Felis concolor* (Carnivora: Felidae) en áreas silvestres protegidas del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64, 139–144.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E.A. (2006) *Evaluación de conflictos entre zorros chilla (Pseudalopex griseus) y agricultura de subsistencia en una localidad rural del sur de Chile: ¿mito o realidad?* DVM thesis, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- SILVEIRA, L., JÁCOMO, A.T.A. & DINIZ-FILHO, J.A.F. (2003) Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114, 351–355.
- SPALDING, M.G. & FORRESTER, D.J. (1993) Disease monitoring of free-ranging and released wildlife. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24, 271–280.
- TORÉS, N. (2007) *Dieta estival del culpeo (Pseudalopex culpaeus, Molina 1782) en Nevados de Chillán, centro-sur de Chile*. DVM thesis, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- VILÀ, C., LEONARD, J.A., IRIARTE, A., O'BRIEN, S.J., JOHNSON, W.E. & WAYNE, R.K. (2004) Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. *Animal Conservation*, 7, 147–153.
- WEBER, M. & GONZÁLEZ, S. (2003) Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Ecoscience*, 10, 443–454.
- WEMMER, C. (1998) *Deer: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Deer Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland.
- WILSON, K., NEWTON, A., ECHEVERRÍA, C., WESTON, C. & BURGMAN, M. (2005) A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation*, 122, 9–21.
- WOODFORD, M.H., KEET, D.F. & BENGIS, R.G. (2000) *Post-Mortem Procedures for Wildlife Veterinarians and Field Biologists*. Office International des Epizooties, Care for the Wild International and IUCN, Paris, France.
- ZÚÑIGA, A., QUINTANA, V. & FIERRO, A. (2005) Relaciones tróficas entre depredadores en un ambiente fragmentado del sur de Chile. *Gestión Ambiental (Chile)*, 11, 31–42.

Biographical sketches

EDUARDO A. SILVA-RODRÍGUEZ is a veterinarian interested in the ecology and conservation of wildlife in human-dominated landscapes, with particular research interests in the interactions between domestic carnivores and wildlife, and human–wildlife conflicts. CLAUDIO VERDUGO is a wildlife veterinarian, focusing on the ecology of infectious diseases in wild animal populations, especially in genetic determinants of susceptibility to viral diseases. ALEJANDRO ALEUY is the veterinarian responsible for the wildlife rehabilitation centre at Universidad Austral de Chile. JAMES G. SANDERSON is a fellow of the Wildlife Conservation Network, founder of the Small Cat Conservation Alliance and a member of the IUCN Cat Specialist Group. GABRIEL R. ORTEGA-SOLÍS is a veterinarian who carries out research on wildlife ecology in human-dominated landscapes. FELIPE OSORIO-ZÚÑIGA is interested in the ecology and systematics of bryophytes. DANIEL GONZÁLEZ-ACUÑA conducts research on parasitic diseases of wild animals.

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/224964017>

Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate

Article in *Biological Conservation* · June 2012

DOI: 10.1016/j.biocon.2012.03.008

CITATIONS

170

READS

552

2 authors:



[Eduardo A. Silva-Rodriguez](#)
Universidad Austral de Chile

49 PUBLICATIONS 1,430 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



[Kathryn E Sieving](#)
University of Florida

136 PUBLICATIONS 4,849 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate

Eduardo A. Silva-Rodríguez^{a,b,*}, Kathryn E. Sieving^a

^a Department of Wildlife Ecology and Conservation, School of Natural Resources and The Environment, University of Florida, Gainesville, FL 32611-0430, United States

^b Instituto de Ciencia Animal & Programa de Investigación Aplicada en Fauna Silvestre, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

ARTICLE INFO

Article history:

Received 27 September 2011

Received in revised form 1 March 2012

Accepted 8 March 2012

Available online 1 May 2012

Keywords:

Canis familiaris

Chile

Pudu pudu

Invasive species

Predation

Subsidy

ABSTRACT

Domestic dogs are the most abundant carnivores worldwide, primarily due to human support. Food and other subsidies to dogs do not necessarily prevent dog predation on wildlife, particularly where dogs are allowed to range freely. Dog impacts on wildlife are suspected to be significant, yet the nature of dog–wildlife interactions is not fully understood. We tested the hypothesis that the distribution of dogs can significantly influence the space use of potential prey, and that both lethal and non-lethal mechanisms may underlie this interaction. If this is true, then we predicted that (1) evidence of predation and harassment by dogs should be evident where prey and dog activities overlap and (2) potential prey should be less frequent in areas where the probability of dog presence is high. To test these predictions we conducted two related studies. (1) We interviewed dog owners to estimate the probability of dog attack on pudu (*Pudu pudu*), a globally vulnerable deer, and the lethality of these attacks. (2) We conducted a camera-trap survey documenting the landscape-scale distribution of pudu and dogs. Interviews showed that both the probability of dog attack on pudu (>85%) and the lethality of such attacks was high (50%). In occupancy models applied to the camera-trap data, the variable that best explained the distribution of pudus was the probability of dog presence. We tested three alternative explanations for the negative association between pudus and dogs that were not supported. Our findings suggest that dogs are efficient at chasing pudu they detect and that both predation and non-lethal (avoidance) consequences of harassment may be shaping the distribution of pudu. This work brings into focus important mechanisms underlying the threats of domestic dogs to endangered prey.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Domestic dogs (*Canis familiaris*) are the most abundant carnivores worldwide with a global population that exceeds 500 million individuals (Vanak and Gompfer, 2009b; Wandeler et al., 1993). Although domestic dogs are highly associated with human populations (Vanak and Gompfer, 2009b), the free-ranging condition of a significant proportion of them facilitates their interaction with wild animals. These interactions include predation by dogs (Kruuk and Snell, 1981; Silva-Rodríguez et al., 2010b; Taborsky, 1988), interference competition (Silva-Rodríguez et al., 2010b; Vanak and Gompfer, 2010), exploitation competition (Butler and Du Toit, 2002) and disease-mediated apparent competition (Laurenson et al., 1998). This broad range of possible interactions, the human subsidy to dog populations, and the global distribution of dogs create adequate conditions for dogs to be recognized as a current

global threat for biodiversity conservation (Vanak and Gompfer, 2009b; Young et al., 2011).

Despite the paucity of directed studies on this issue (Young et al., 2011), dogs are mentioned as a threat for a large number of species in the IUCN Red List (IUCN, 2011). Most studies of dog impacts on vertebrates relate to disease transmission (e.g., Laurenson et al., 1998) and more recently to interference competition (Silva-Rodríguez et al., 2010a; Vanak and Gompfer, 2009b, 2010), but most species for whom dogs are considered a threat are affected through predation (IUCN, 2011). Early studies often dismissed the potential threat of dog-related predation because dogs were inefficient predators for large-sized North American deer (Causey and Cude, 1980; Scott and Causey, 1973). More recent findings contradict conclusions of low impact by showing that despite low predation rates by individual dogs (but see Taborsky, 1988), dog predation represents an important cause of mortality for diverse species (Corti et al., 2010; Pereira et al., 2010; Taborsky, 1988). Furthermore, the current paradigm in prey–predator interactions suggests that avoiding predation also carries important consequences for fitness (Brown et al., 1999; Laundre, 2010; Laundre et al., 2001). Heightened vigilance (Gingold et al., 2009;

* Corresponding author at: Department of Wildlife Ecology and Conservation, School of Natural Resources and The Environment, University of Florida, Gainesville, FL 32611-0430, United States. Tel.: +1 352 8460974; fax: +1 352 8460643.

E-mail address: eduardosilvar@gmail.com (E.A. Silva-Rodríguez).

Vanak et al., 2009), decreased feeding rates (Vanak et al., 2009), shifts in use of space (Grignolio et al., 2011; Vanak and Gompper, 2010) and decreases in fecundity as a consequence of stress (Sheriff et al., 2009) are costly non-lethal effects of the presence of dogs on diverse vertebrates.

The conflicting goals of interacting prey and predators result in space races where prey attempt to avoid overlap with predators and predators seek to increase the chance of encountering prey (Brown et al., 1999; Laundre, 2010). These dynamic processes introduce spatial heterogeneity in the risk of predation for prey. Spatial variation in predation risk is configured by several factors such as predator encounter risk, predator lethality and effectiveness of vigilance (Laundre et al., 2001). In most prey–predator interactions, predator use of space is constrained to an important degree by the distribution and abundance of prey (e.g., Karanth et al., 2004). However, in the case of domestic dogs, most of their populations are heavily subsidized by human derived food (Vanak and Gompper, 2009a,b); therefore in general they do not depend on prey (but see Mitchell and Banks, 2005). Hence a key process—density-dependent predation pressure (e.g., Messier, 1994)—underlying many natural occurrences of prey co-existence with predators is thwarted in the dog–prey dynamic by human subsidies to dogs (i.e., dog abundance will not decrease if prey abundance declines). Thus the spatial consequences of interactions between subsidized predators, whose population dynamics, activity levels, and distributions remain unaffected by the abundance and anti-predator strategies of wild prey they hunt, will be distinct from those of unsubsidized predator–prey interactions.

Dog dependence on human resources has important consequences for their distribution in space and therefore for the spatial configuration of predation risk and resultant distribution and abundance of potential prey. Dog populations are maintained by human resources and predation on vertebrates makes just a small contribution to their energetic requirements (Vanak and Gompper, 2009a,b). Consequently, dogs are strongly associated with human settlements (Silva-Rodríguez et al., 2010a; Vanak and Gompper, 2010; Woodroffe and Donnelly, 2011). This implies that there is a gradient in dog encounter risk as a function of dog density generated by proximity to human houses (Woodroffe and Donnelly, 2011). Dog encounter risk should be associated to the probability that a prey will be killed by a dog and also to the probability that a prey can respond behaviorally to escape or avoid dogs. Considering that dog densities are often orders of magnitude higher than densities of wild carnivores (Vanak and Gompper, 2009b), if dog predation has any measurable lethal or non-lethal impacts on prey, then prey should be scarcer in areas where dogs are more frequent.

In this study we assessed the interactions between domestic dogs and the southern pudu (*Pudu pudu*), a globally vulnerable species that is endemic to the temperate forests of South America (Jimenez, 2010). The pudu is a small sized deer (7 kg) associated with dense understory (Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007). Dog predation of pudu is ubiquitous (Jimenez, 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2011; Silva-Rodríguez et al., 2010b), but the consequences of these interactions on the use of space and distribution of pudu are unknown. Under the hypothesis that dogs have impacts on pudu distribution—either through lethal or non-lethal mechanisms—pudu use of areas where the probability of dog encounter is higher should be greatly reduced. The proposed mechanisms underlying this prediction are that dogs both harass and sometimes kill pudus when they encounter them. However, alternative mechanisms could also reduce pudu densities in areas with higher dog activity. First, similar patterns may be observed if poaching occurs, under the assumption that hunting is more intense in dog-used areas. Second, pudus are associated with forest understory (Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007) and human activity can reduce understory density in the South American

Temperate region (Diaz et al., 2005); therefore degradation of vegetation density could co-occur in areas where the probability of dog interactions with deer is higher. Third, if pumas (*Puma concolor*)—the main native predator of pudu (Silva-Rodríguez et al., 2010b)—are associated with the areas highly used by dogs it would be impossible to separate their effects from dogs. We designed our study to test for the presence and action of our predicted mechanism underlying pudu distributions (lethal and non-lethal dog predation) and for these important alternative mechanisms. Utilizing a combination of extensive camera trapping, to determine the patterns of distribution of pudu and its potential predators, habitat assessment around camera trap sites, and interviews with people who are both dog owners and potential hunters in our system, we could discern the relative importance of our research hypothesis versus the likely alternative hypotheses concerning mortality or disruption of space use by pudus.

2. Methods

2.1. Study area

The South-American temperate forest located in Chile and Argentina is an important area for conservation of biodiversity (Armesto et al., 1998; Olson and Dinerstein, 1998). This restricted forest biome is threatened by plantations, opening of agricultural areas, logging and the establishment of highways and roads (Armesto et al., 1998; Wilson et al., 2005). The study was conducted in an area located 35 km southwest of the city of Valdivia. The study area encompassed nearly 10,000 ha and included part of the Valdivian Coastal Reserve and the Alerce Costero National Park. In the study area there were four local communities (Huiro, Chaihuín, Cadillal Bajo and Cadillal Alto) supporting between 6 and 70 families. Most people in the area live on tourism, fishing, marine product collection (algae and shellfish) and subsistence agriculture. The weather in the area is temperate humid with annual precipitation >2100 mm and a mean annual temperature of 11.3 °C (Delgado, 2010). The study area was dominated by evergreen Valdivian forests and eucalyptus plantations. Most plantations were between 11 and 12 years old at the time of the study and had been unmanaged for at least 8 years prior.

2.2. Data collection

2.2.1. Interviews

We assessed dog predation on pudu by interviewing dog owners. The interview instrument included questions regarding dog ownership, demographics, management and interactions with wild animals (harassment and killing; see [Supplementary material](#)). We interviewed 93 out of 120 households located in the localities of Chaihuín, Cadillal Bajo, Cadillal Alto and Huiro between February and April 2011. Most families not interviewed belonged to households where people could not be located after three visits to the house.

In addition to gaining insights about dog behavior toward pudus, interviews were also used to assess the main alternative hypothesis that could explain a negative association between pudus and dogs: human hunting. Previous assessments (Delgado, 2005, 2010) and our preliminary observations strongly suggested that pudu hunting does not occur in the study area. However, considering that information on potential poaching was fundamental to separate potential effects of dogs from the effects of local people, we collected information regarding the frequency of pudu hunting by local people.

2.2.2. Camera trapping

Pudus were sampled between June 2010 and March 2011 using camera traps (Bushnell trophy cam, Bushnell Corporation,

Overland Park, Kansas). The location of cameras was decided using a stratified random design, constrained by a minimum distance of 400 m. We used three strata with two levels each: forest type (native, eucalyptus), distance to roads (<50 m; >50 m) and dog-used areas. Dog-used areas included a buffer of 1000 m from the nearest human house or road that connected human settlements. The purpose of this stratum was to secure that sample size was large in areas where dogs were likely to occur, so we could model their use of pudu habitat and detect spatial effects on pudu in case they occurred. Cameras were set at approximately 20 cm from the ground, which was expected to work well both for pudus and for dogs. The facts that the most frequently detected species were small understory birds and that all cameras obtained pictures of the researchers when tested, secures that this setting was appropriate for pudus and dogs. Cameras were set at each point for a period of 16 days, after which they were moved to a new location. We sought 35 locations per strata combination; due to space limitations we sampled less than this in eucalyptus areas located within the dog stratum. Our final sample size was 254 locations and the average distance to the nearest camera was 458 m (range 346–676 m).

2.3. Vegetation density scores

In each location we estimated understory density within a 10-m radius of the camera trap. This was achieved by using a checkerboard-type panel (modified from Nudds, 1977) to measure the proportion of the board that was not visible from 10 m evaluated at 50 cm height. For each camera we also recorded the maximum distance at which the camera detected movement which is one of the main factors that determine whether a camera is triggered and consequently the probability of detection in camera traps (Rowcliffe et al., 2011). Triggering distance was estimated by measuring the distance between the camera and the more distant point at which the motion indicator of the camera was activated by waving a hand at 10 cm from the ground. Given that both measures should be largely determined by vegetation density, we ran a principal component analysis (PCA) as a dimension reduction method (McGarigal et al., 2000). A single component retained 78.6% of the variance ($\lambda = 1.57$), and both understory density and triggering distance loaded high on the component (factor loadings = 0.89 and –0.89 respectively).

2.4. Use of space models

2.4.1. Model structure and rationale for dogs

The use of potential pudu habitat by dogs was analyzed using occupancy models (MacKenzie et al., 2002). We fitted the detection model using the presence of trails in front of a camera ($n = 31$) and the vegetation density index. Trails were included as predictors for the probability of detection because dogs, as other carnivores (Harmsen et al., 2010), could move preferentially through trails which would increase their probability of detection. The vegetation density score was included because dogs may be more detectable if the triggering distance is larger (Rowcliffe et al., 2011).

Using the best detection model we tested the effects of human houses, presence of roads and season on the occupancy of dogs. (1) We used distance to human houses because several studies have revealed that this is the most important variable influencing dog distribution (e.g., Odell and Knight, 2001; Silva-Rodríguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011). (2) Dogs have also been reported to move preferentially through roads, so we judged that the proximity of roads (<50 m) could be an important determinant of dog distribution. (3) We included season (summer, rest of the year) as a covariate for the probability of dog presence because during summer months (January–early March) tourists arrive to the area, some of them bringing dogs. This could lead to a temporal increase in the area occupied by dogs. Finally we fitted a model using the dog stratum as a covariate to determine if the best fitted model was actually a better descriptor of the distribution of dogs than the dog stratum.

2.4.2. Model structure and rationale for pudus

We fitted occupancy models for pudu using three variables that were expected to influence probability of detection. (1) The first was the probability of dog presence, because pudus could be less detectable in areas where the probability of encountering a dog is high as a result of behavioral responses to perceived predation risk. (2) The second variable expected to be negatively associated to pudu detection was vegetation density score because it was negatively associated to triggering distance (see Section 2.3). (3) The third variable expected to influence detectability was the presence of trails in front of the camera. Trails are highly selected by carnivores, which suggest that pudus may attempt to minimize use of trails relative to surrounding vegetation to decrease predation risk; this would decrease its probability of detection as observed for other Neotropical deer (Harmsen et al., 2010).

To model pudu occupancy we used five predictor variables. (1) We used the fitted probability of dog presence obtained from the best dog model (see Section 2.4.1, Table 1) as an estimate of the probability of encountering dogs. (2) Habitat type was included because forestry plantations have been assumed to have potentially strong negative effects on pudus (Jimenez, 2010). (3) Roads may influence pudu use of space because they are frequently used by people (human activity was detected in most roads). (4) We included the vegetation density scores because pudus selectively use the understory (Eldridge et al., 1987; Jimenez, 2010; Meier and Merino, 2007). Finally, we included season (5) because occupancy may be influenced by the increase in population size of pudus due to the birth of fawns. Season was defined as pre-birth (June–December; $n = 141$) and post-birth (January–March; $n = 113$). This decision is justified by the fact that no fawns were detected before mid January.

2.4.3. Model fitting

To assess the probability that a site was occupied by a pudu or a dog we fitted single season single species occupancy models (MacKenzie et al., 2002). The detection history was constructed by dividing the 16 trap-days of each camera into four survey occasions comprised of 4 days each (Thornton et al., 2011). A 16 day

Table 1

Model selection for variables expected to influence dog occupancy (Ψ). Models with little support ($\omega < 0.05$) are not shown. Parameter estimates (β) and standard errors (in parenthesis) are shown for distance to house (House), proximity to road (Road), season (Season), and trails (Trail).

Model	k	AICc	Δ	ω	House ^a	Road	Season	Trail
$\Psi(\text{House}), p(\text{Trail})$	4	199.1	0.0	0.67	–0.8 (0.3)	–	–	2.1 (0.8)
$\Psi(\text{House, Season}), p(\text{Trail})$	5	202.0	2.9	0.16	–0.9 (0.3)	–	0.7 (0.7)	2.2 (0.8)
$\Psi(\text{House, Road}), p(\text{Trail})$	5	202.7	3.6	0.11	–0.8 (0.3)	0.4 (0.6)	–	2.0 (0.8)

^a Effect estimate for a 1.0 km change in distance to house.

Table 2

Model selection for variables expected to influence pudu occupancy (Ψ). Models with little support ($\omega < 0.05$) are not shown. Parameter estimates (β) and standard errors (in parenthesis) are shown for the probability of dog presence (Ψ_{dog}), vegetation density scores (VDS), post-birth season (Season), proximity of roads (Road), habitat type (Habitat), and for the effects of trails (Trail).

Model	k	AICc	Δ	ω	Ψ_{dog}^a	VDS	Season	Road	Habitat	Trail
$\Psi(\Psi_{\text{dog}}, \text{VDS}), p(\text{Trail})$	5	607.3	0.0	0.23	−1.3 (0.3)	0.5 (0.3)	–	–	–	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{\text{dog}}, \text{VDS}, \text{Habitat}), p(\text{Trail})$	6	608.3	1.0	0.14	−1.4 (0.3)	0.5 (0.3)	–	–	0.6 (0.6)	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{\text{dog}}, p(\text{Trail}))$	4	609.3	2.1	0.08	−1.3 (0.3)	–	–	–	–	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{\text{dog}}, \text{Habitat}), p(\text{Trail})$	5	609.3	2.1	0.08	−1.4 (0.4)	–	–	–	0.8 (0.5)	−1.5 (0.6)
$\Psi(\Psi_{\text{dog}}, \text{VDS}, \text{Road}), p(\text{Trail})$	6	609.4	2.1	0.08	−1.4 (0.4)	0.5 (0.3)	–	−0.3 (0.5)	–	−1.4 (0.6)
$\Psi(\Psi_{\text{dog}}, \text{VDS}, \text{Season}), p(\text{Trail})$	6	609.5	2.2	0.07	−1.3 (0.3)	0.5 (0.3)	0.2 (0.5)	–	–	−1.4 (0.6)

^a Effect estimate for a 0.1 (10%) change in probability of dog presence.

survey was considered short enough as to prevent violation of the closure assumption. Model selection was conducted in two stages. First we used our global model for use of space to select the model that better explained probability of detection (Lebreton et al., 1992; MacKenzie, 2006). Then the best detection model was used to select the model that better explained occupancy. Detection and occupancy models were selected using the Akaike Information Criterion with small sample size correction (AICc). We determined the level of support of each predictor variable by summing the Akaike weights (ω) across all models that contained the variable of interest (ω_+ ; Burnham and Anderson, 2002). We evaluated goodness of fit on the most general model by calculating a Pearson chi-square statistic and implementing a parametric bootstrapping to determine if the statistic was significantly large (MacKenzie and Bailey, 2004). Occupancy models were fitted using the software PRESENCE 3.1 (Hines, 2006). We tested the assumption of spatial independence of the residuals using Moran's I correlograms (Fortin and Dale, 2005). The spatial dependence analyses were conducted in PASSaGe 2 (Rosenberg and Anderson, 2011).

2.5. Test of alternative hypotheses

We used the Spearman rank correlation rho test to test the significance of the associations between vegetation density scores and the fitted probability of dog presence (Zar, 1999). Data on pumas was obtained (1) from camera traps and (2) from searching tracks along 50 m of the road associated to each camera located in the road stratum. The association between the probability of dog presence and puma detections was tested using logistic regression (Agresti, 2002).

3. Results

3.1. Interviews

3.1.1. Dog management and interaction with pudu

Most households in the study area owned dogs (85.6%). The known dog population within our study area was 166 individuals, yielding a density of 3.6 dogs/km² for the area defined as used by dog. The human to dog ratio was 2.0 and the average number of dogs per dog-owning house was 1.9. Most dogs were male (92.0%), adults (>1 year old; 87.3%) and free ranging (95.3%). Dogs were fed on wheat bran (55.3%), human food leftovers (49.3%), commercial food (26.0%) and home prepared food (14.7%). A high proportion of owners had their dogs vaccinated (51.3%) and treated for parasites (57.7%), thanks to a dog health program lead by other researchers (M.A. Sepúlveda, pers. com., 2011).

Out of 79 interviewed dog owners, 56.9% had seen pudus at least once during the last 5 years. Forty percent of them reported attacks of dogs. In contrast, although 91.4% of research participants were local residents, none of them said that they hunted pudus or thought their neighbors did. Among those that witnessed dog

attacks on pudus 38.9% reported saving at least one animal. The probability that a dog would attack a pudu given a dog and a pudu were observed at the same time was high (87.5%). Excluding the cases where pudus were rescued by local people before dogs could kill them, the lethality of dog attacks was also high (50.0%).

3.2. Use of space models

3.2.1. Models of dog distribution

Dogs were detected on 23 different survey occasions. The variables that best predicted dog detectability was the presence of trails ($\omega_+ = 0.73$), whereas there was little support for an effect of vegetation density ($\omega_+ = 0.09$). The importance of houses on dog occupancy was strongly supported across models ($\omega_+ = 0.97$) whereas there was little evidence for an effect of season ($\omega_+ = 0.19$) or roads ($\omega_+ = 0.14$). The model that better predicted dog occupancy showed a negative effect of distance to human houses on dog distribution (Table 1). This model fitted the distribution of dogs better than the dog stratum ($\Delta\text{AICc} = 3.7$). There was no evidence of lack of fit ($\chi^2 = 15.0$, Bootstrap $P = 0.30$) or of spatial dependence (Moran's I correlogram, $P = 0.99$).

3.2.2. Models of pudu distribution

Pudus were detected on 99 different survey occasions. The best model to explain pudu occupancy included probability of dog presence and vegetation density scores as predictors for occupancy and presence of trails as a predictor for probability of detection (Table 2). Across models there was strong evidence that the presence of trails negatively influenced the probability of detecting pudus ($\omega_+ = 0.84$). In contrast there was little evidence for effects of

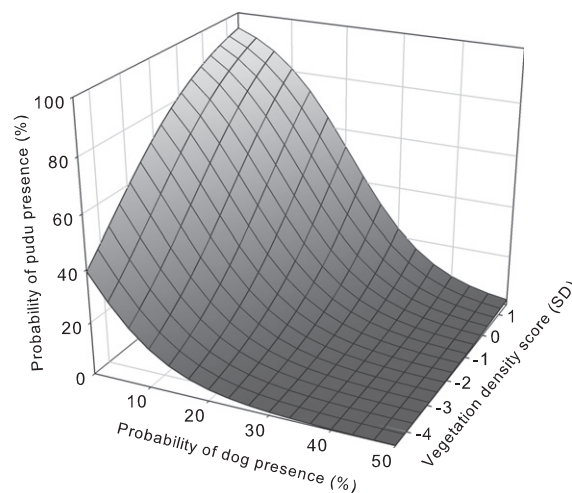


Fig. 1. Fitted probability of pudu presence for a given vegetation density score and probability of dog presence. Lowest vegetation density scores (negative values) indicate open vegetation.

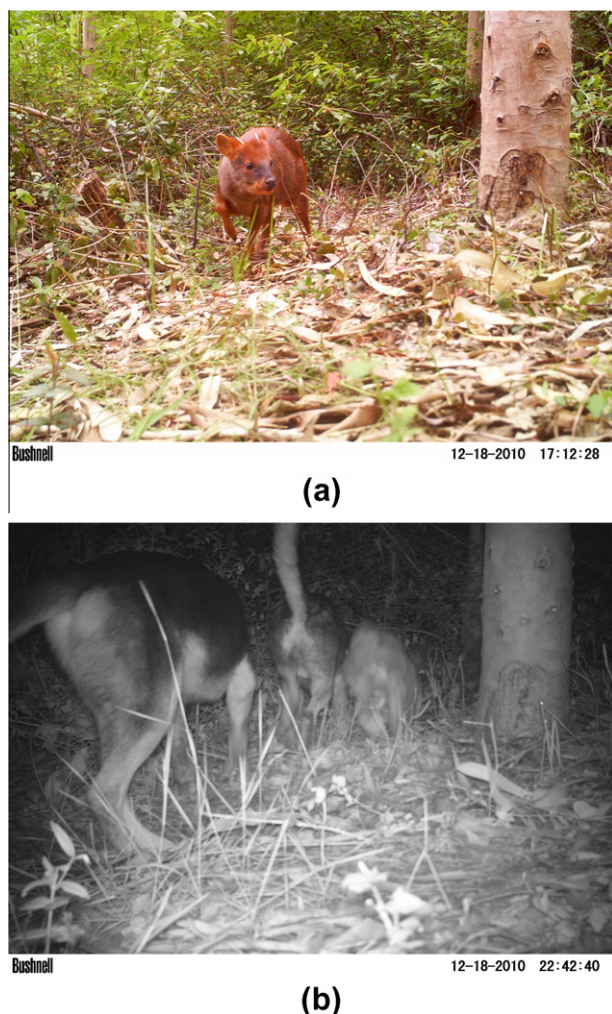


Fig. 2. Sequence of pictures obtained in a camera trap. A male pudu is first detected (a) and 5 h later a pack of dogs (b).

vegetation density ($\omega_+ = 0.31$) and probability of dog presence ($\omega_+ = 0.22$) on the probability of detecting pudus. Models that included the probability of dog presence as covariates for occupancy were strongly supported across models ($\omega_+ = 0.99$). The vegetation density scores had moderate support as a predictor to explain pudu occupancy ($\omega_+ = 0.66$), and there was limited evidence for effects of proximity to roads ($\omega_+ = 0.27$), habitat type ($\omega_+ = 0.42$), and season ($\omega_+ = 0.27$). Models consistently indicated that, as predicted, the probability of pudu presence was higher in areas where the probability of encountering pudu was low and in areas where vegetation density was high (i.e., positive vegetation density scores; Fig. 1 and Table 2). There was no evidence of lack of fit ($\chi^2 = 11.0$, Bootstrap $P = 0.65$) or spatial dependence (Moran's I correlogram, $P = 0.34$).

3.3. Pudú–dog interactions detected through cameras

Camera traps provided additional evidence for interactions between pudus and dogs. Dogs and pudus were detected in the same camera in four occasions. In three of these cases dogs were detected within a day after the detection of the pudu. In one of these cases, the dog defecated in front of the camera and the scat contained pudu remains. In addition, we detected pudus in only three cameras (8.3% out of 36) located within 500 m of houses and in two of them there was evidence of actual or potential interactions with dogs. In the first case, a female pudu that was molting (making

identification easy) was attacked by dogs within a week of being detected in a camera (the animal was rescued by the owners and taken to a rehabilitation center). In the second case a pack of dogs was detected only 5 h after a male pudu was captured in the same camera (Fig. 2).

3.4. Assessment of alternative hypotheses

The vegetation density scores were not correlated to the fitted probability of dog presence (Spearman's $\rho = 0.01$, $P = 0.87$). The detection of pumas in cameras ($\beta = -0.73$, $SE = 0.42$, Likelihood ratio $\chi^2 = 3.6$, $df = 1$, $P = 0.056$) and their tracks on roads ($\beta = -1.62$, $SE = 0.52$, Likelihood ratio $\chi^2 = 17.9$, $df = 1$, $P < 0.01$) were negatively correlated with the probability of dog and in consequence positively associated to the distribution of pudus.

4. Discussion

4.1. Dog effects on the distribution of pudu

Anecdotal reports of dog-related mortality are rarely accompanied by studies testing whether dogs influence prey distributions, yet these reports have established dogs as a widespread global threat to the conservation of vertebrates (Young et al., 2011). In this study we identified that harassment and predation of pudus by dogs is not anecdotal, but frequent. This conclusion was clearly supported by reports of local residents providing (a) frequent observations of dogs pursuing or killing pudus recently, (b) a high probability of dog attack (>85%) when pudus and dogs were observed at the same time, and (c) a high lethality of attacks when they did occur (50%). These observations add to our previous findings that dogs are an important cause of mortality relative to other threats such as poaching and car collisions (Silva-Rodríguez et al., 2010b). More important, and in addition to strong evidence that dogs are efficient pudu predators, we established that the probability of dog presence was the variable that best explained the distribution of pudus in our study area (Table 2), suggesting that free-ranging dogs largely determine use of space by pudus. Cumulatively, our data shows that pudus make little use of the areas where the probability of encountering dogs is high (i.e., proximity of houses; Table 1, Odell and Knight, 2001; Silva-Rodríguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011), and that when they do, they are often harassed or killed by dogs. Supporting this finding, and in addition to the predation events reported, there was clear evidence of interactions with dogs for pudus that were detected close to human houses. Therefore, based on these findings and other related work (Silva-Rodríguez et al., 2010b), we suggest that dog predation is a major threat to pudu populations in the Valdivian region of Chile.

Domestic dogs are dependent on humans for the subsidies they survive on, therefore are spatially associated with (and live in) human houses (Table 1; Odell and Knight, 2001; Silva-Rodríguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011). This close tie between the distribution of humans (their house) and dog populations implies that other human related activities could be the defining influence on pudu distributions. However, each of the main alternative hypotheses that could have explained the negative association between dogs and pudu was not supported, including hunting of pudu by humans. First, exotic plantations are one of the presumed causes of pudu decline (Jimenez, 2010), but our data did not support this hypothesis as pudu occupancy did not differ between native forest and eucalyptus plantations (Table 2). The lack of evidence for eucalyptus effects may be related to the fact that most plantations had dense understory, thereby providing potentially suitable habitat for pudu. Second, the hypothesis that differences in vegetation

density in the understory of native forest habitats could cause the observed patterns did not have support either. As expected from previous studies pudus occupying native forest and plantations were associated with dense vegetation (Fig. 1; Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007). However, the vegetation density score was not correlated with the probability of dog presence. Therefore, understory density variation—while an important factor in pudu habitat selection (Fig. 1; Eldridge et al., 1987; Meier and Merino, 2007)—failed to explain the negative association of pudus to dogs on our study areas. Third, as expected from previous work in the area of our study sites (Delgado, 2005, 2010) we did not find any evidence of pudu hunting in the area and all evidence revealed a marked lack of subsistence hunting by the people in our area. People were not afraid to report killing protected animals because they readily reported the illegal killing of small carnivores (Supplementary material), even more frequently than in other parts of the region; e.g., Silva-Rodríguez et al., 2007, 2009). In addition, the convergent facts that (1) people did not indicate that they ever hunted hares (Supplementary material)—an invasive and highly palatable species that can be lawfully killed—, (2) we never saw any evidence of subsistence hunting by local people (e.g., finding ammunition shells), and (3) park rangers (that live in local communities) also mentioned that people in the area did not hunt, together show that subsistence hunting is not an important problem in this area. Consequently, we conclude that observed patterns in pudu distribution were not caused by hunting. Finally, the fourth major alternative factor that could influence pudu distributions did not have any support either. Puma, the natural predator of pudu, was detected more often where the probability of dog presence was lower (Section 3.4), i.e., where the probability of pudu occupancy was higher (Table 2). In sum, the strong and negative spatial association we detected between dogs and pudus cannot be explained by any of the most reasonable alternative hypotheses (eucalyptus plantations, vegetation density, poaching and native predators). The facts that (1) none of the alternative hypothesis explored had support and (2) dogs were effective at detecting, harassing and killing pudus that settled near human houses provides strong evidence that dogs were—at least—one of the important drivers of the observed patterns.

4.2. A worldwide 'dog problem' for prey species?

Dogs, unlike wild predators, do not depend on wild prey, but on human-provided resources (Vanak and Gompfer, 2009b) and, consequently, they are associated with human features of the landscape (Table 1, Silva-Rodríguez et al., 2010a; Vanak and Gompfer, 2010), making their distribution highly predictable (Table 1; Odell and Knight, 2001; Silva-Rodríguez et al., 2010a; Woodroffe and Donnelly, 2011). In addition, signs of dog presence (e.g., feces and acoustic signals) are ubiquitous where they are present (e.g., Silva-Rodríguez et al., 2010a). The high predictability of association between people, dogs and dog signs suggest that prey have ample cues to use in order to decrease their risk of encountering dogs by shifting habitat use, as reported in other contexts. For example roe deer (*Capreolus capreolus*) avoid contact with hunters that use dogs by moving into protected areas (Grignolio et al., 2011), and the use of dogs is an efficient method to reduce deer damage (*Odocoileus virginianus*; Beringer et al., 1994; Vercauteren et al., 2008). Both examples suggest that deer may avoid areas used by dogs, even in the absence of direct mortality. Thus, we suggest that the patterns we observed for pudu may be the result not only of dog-related mortality (that appears to be frequent) but also of avoidance of dog-used areas by pudus.

Complete avoidance of dog-used areas by prey species is possible in areas where habitat is mostly continuous and there remain large areas, far from human settlements, where dog influence is

negligible. However in most human-dominated landscapes most remaining forest is fragmented and degraded, visited by people, and dog densities and activity levels may be much higher than in our study area (e.g., Silva-Rodríguez et al., 2010a; Vanak and Gompfer, 2010). In these places the area free of dog influence is likely to be very small, and prey will be unable to find spatial refuges, in which case dog-related mortality rates could increase (e.g., Pereira et al., 2010; Silva-Rodríguez et al., 2010b; Taborsky, 1988). Moreover, to avoid dogs prey may need to allocate more time to vigilance and less time to foraging (Gingold et al., 2009; Vanak et al., 2009), which could lead to reduced reproductive success (Gingold et al., 2009; Manor and Saltz, 2004; Sheriff et al., 2009). Such complexes of lethal and non-lethal effects of dogs on wildlife in human-altered landscapes are likely to be compromising the viability of entire populations. Finally, as suggested above, dog-ranging behaviors may define extensive edge effects (Lacerda et al., 2009) that can encroach upon, and cross over the boundaries of protected areas. In less developed regions with largely free-ranging (unrestrained) dog populations, dog incursions into protected areas for many threatened populations may be an edge effect with significant impacts. For example, it could have implications for prey viability similar in scale and intensity to those defined by retaliatory hunting on carnivores (Woodroffe and Ginsberg, 1998) and subsistence hunting on vertebrates (Peres, 2001).

Our results suggest that at a coarse scale, dogs can strongly influence the distribution of some prey, such as pudu. Moreover, our findings underscore the possibility that prey—as a result of dog-related lethal and non-lethal effects—may be more frequent in areas where the probability of encountering native predators is higher (Section 3.4). This pattern is not surprising for two reasons. First, native predators—unlike dogs—need to hunt to survive and to some degree their use of space will be associated with their prey's distribution. Prey have adaptations that can decrease their risk of encountering native predators but often these behaviors play out at finer spatial scales (e.g., avoiding trails, Table 2; Harmsen et al., 2010). Second, lethal and non-lethal consequences of predation are driven by several factors, among them predator encounter risk (Laundre et al., 2001) which is in turn influenced by both the prey and predator densities. The average density of dogs in the areas where they were present in our study site (3.6 dogs/km²) was not high relative to dog densities elsewhere (Acosta-Jamett et al., 2010; Vanak and Gompfer, 2010), but they are extreme when compared to potential densities of puma (the highest density reported in Chile is 0.06 pumas/km², Franklin et al., 1999). The extreme differences in densities of dogs relative to native predators (puma is the only important pudu predator, Jimenez, 2010; Silva-Rodríguez et al., 2010b) imply that the risk prey face of encountering a predator in dog-preferred areas may be orders of magnitude higher than the risk of finding predators elsewhere. The actual and perceived predation risk is likely reinforced in these areas by the fact that when dogs find prey they usually harass them and the lethality of these attacks is also high (this study, Silva-Rodríguez and Sieving, 2011; Young et al., 2011). Under these circumstances—high risk of encountering predators, high risk of attack in case of encounter and high lethality of attacks—prey should be less frequent in areas where the probability of encountering dog is high, as we found. Therefore, it seems clear that in landscapes where dogs are common and unrestrained by their owners, domestic dogs may have a highly significant effect on shaping the distribution of threatened prey such as the pudu, and this effect likely greatly exceeds that of unsubsidized predators over large areas of the world.

4.3. Management implications

The abundance and ranging behavior of domestic dogs are recognized as key factors determining their cumulative impacts on

wild carnivores through exploitation, apparent and interference competition (Vanak and Gompfer, 2009b). Our study provides support for this hypothesis in the ecological context of predation on ungulates. Pudu presence was negatively associated to the probability of dog presence (Fig. 1) that was, in turn, a function of the distance to human houses (Table 1). Management strategies for dogs should therefore aim to reduce both the number of dogs and their ranging behavior which determines the spatial extent of their impacts (Table 2, see also Vanak and Gompfer, 2010).

Lethal control is a common and effective strategy for population reduction of nuisance predators but is not feasible when such predators are owned, as is the case in several areas where dog impacts have been reported (e.g., this study, Lacerda et al., 2009; Silva-Rodríguez et al., 2010a; Vanak and Gompfer, 2010). Neutering is a long term (decades) alternative for population control but only if the proportion of the population that is neutered is very high (Amaku et al., 2009). Given that sex ratios are highly biased toward males in rural areas of Chile (this study, Acosta-Jamett et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2011) and other areas (e.g., Matter et al., 2000), animal birth control could be more efficient by targeting only females. Further, neutering may only be effective to control populations if they are closed to immigration (Amaku et al., 2009); an assumption that is unlikely to hold, as most dogs in this study were brought from nearby cities (Silva-Rodríguez, unpub. data). This highlights the need to educate people to have fewer dogs, in addition to neutering. Moreover, efforts to reduce dog population size should be accompanied by a strong emphasis on reducing the ranging behavior of dogs. Predation (this study, Corti et al., 2010; Taborsky, 1988) as well as non-lethal consequences of predation (Gingold et al., 2009) and interference competition (Lacerda et al., 2009; Silva-Rodríguez et al., 2010a; Vanak and Gompfer, 2010) are the results of dogs wandering into wildlife habitat. Special efforts should be allocated toward restriction of dogs (leash or fenced areas) in the proximity of protected areas. In the case of some dogs that are used for work (e.g., herding) that requires them to be free-ranging, other strategies—such as improving the diet (Silva-Rodríguez and Sieving, 2011)—should also be considered.

Acknowledgements

We thank local people for participating in this study. L. Branch, M. Christman, R. Fletcher, M. Sunquist and three anonymous reviewers provided insightful comments that helped to improve this manuscript. Our field assistants, A. Silva, G. Ortega and F. Osorio, were fundamental for the success of this project. The Nature Conservancy through Reserva Costera Valdiviana (RCV) provided invaluable logistic support. We thank all the support from A. Almonacid, E. Ovando, D. González, O. Ponce, G. Ponce, J. Vistoso and P. Póveda during our time in the RCV. The study was approved by the Non-Regulatory Animal Research System (IFAS ARC#016-08WEC-ADD001) and by the Internal Review Board 02 (UFIRB# 2010-U-500) both at the University of Florida. This study was supported with funds from Cleveland Metroparks Zoo and the Cleveland Zoological Society, the U.S. Fish and Wildlife Service Wildlife Without Borders Program, Mohammed bin Zayed Conservation Fund, Panthera and Idea Wild. E.A.S. was funded by a Fulbright-Conicyt fellowship.

Appendix A. Supplementary material

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008>.

References

- Acosta-Jamett, G., Cleaveland, S., Cunningham, A.A., Bronsvoort, B.M.D., 2010. Demography of domestic dogs in rural and urban areas of the Coquimbo region of Chile and implications for disease transmission. *Prevent. Vet. Med.* 94, 272–281.
- Agresti, A., 2002. *Categorical Data Analysis*, second ed. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.
- Amaku, M., Dias, R.A., Ferreira, F., 2009. Canine population dynamics: the potential effect of sterilization campaigns. *Pan Am. J. Publ. Health (Rev. Panam. Salud Publ.)* 25, 300–304.
- Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramirez, C., Arroyo, M.T.K., 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282, 1271–1272.
- Beringer, J., Hansen, L.P., Heinen, R.A., Giessman, N.F., 1994. Use of dogs to reduce damage by deer to a white-pine plantation. *Wildlife Soc. Bull.* 22, 627–632.
- Brown, J.S., Laundre, J.W., Gurung, M., 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *J. Mammal.* 80, 385–399.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, second ed. Springer, New York.
- Butler, J.R.A., Du Toit, J.T., 2002. Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Anim. Conserv.* 5, 29–37.
- Causey, M.K., Cude, C.A., 1980. Feral dog and white-tailed deer interactions in Alabama. *J. Wildlife Manage.* 44, 481–484.
- Corti, P., Wittmer, H.U., Festa-Bianchet, M., 2010. Dynamics of a small population of endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in Chilean Patagonia. *J. Mammal.* 91, 690–697.
- Delgado, C., 2005. Plan de conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia.
- Delgado, C., 2010. Plan de manejo de la Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia.
- Diaz, I.A., Armesto, J.J., Reid, S., Sieving, K.E., Willson, M.F., 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloe' Island, Chile. *Biol. Conserv.* 123, 91–101.
- Eldridge, W.D., Macnamara, M.M., Pacheco, N.V., 1987. Activity patterns and habitat utilization of pudus (*Pudu pudu*) in South-Central Chile. In: Wemmer, C.M. (Ed.), *Biology and Management of the Cervidae*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 352–370.
- Franklin, W.L., Johnson, W.E., Sarno, R.J., Iriarte, J.A., 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biol. Conserv.* 90, 33–40.
- Fortin, M.J., Dale, M.R.T., 2005. *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- Gingold, G., Yom-Tov, Y., Kronfeld-Schor, N., Geffen, E., 2009. Effect of guard dogs on the behavior and reproduction of gazelles in cattle enclosures on the Golan Heights. *Anim. Conserv.* 12, 155–162.
- Grignolio, S., Merli, E., Bongi, P., Ciuti, S., Apollonio, M., 2011. Effects of hunting with hounds on a non-target species living on the edge of a protected area. *Biol. Conserv.* 144, 641–649.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L., Doncaster, C.P., 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. *Biotropica* 42, 126–133.
- Hines, J.E., 2006. PRESENCE2 – Software to Estimate Patch Occupancy and Related Parameters. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html> (04.05.11).
- IUCN, 2011. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/> (accessed 31.05.11).
- Jimenez, J.E., 2010. Southern pudu *Pudu pudu* (Molina 1782). In: Barbanti Duarte, J.M., Gonzalez, S. (Eds.), *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer*. Funep & IUCN, Jaboticabal & Gland, pp. 140–150.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A., Hines, J.E., 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 101, 4854–4858.
- Kruuk, H., Snell, H., 1981. Prey selection by feral dogs from a population of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). *J. Appl. Ecol.* 18, 197–204.
- Lacerda, A.C.R., Tomas, W.M., Marinho, J., 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Anim. Conserv.* 12, 477–487.
- Laundre, J.W., 2010. Behavioral response races, predator–prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. *Ecology* 91, 2995–3007.
- Laundre, J.W., Hernandez, L., Altendorf, K.B., 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, USA. *Can. J. Zool.* 79, 1401–1409.
- Laurenson, K., Sillero-Zubiri, C., Thompson, H., Shiferaw, F., Thirgood, S., Malcolm, J., 1998. Disease as a threat to endangered species: Ethiopian wolves, domestic dogs and canine pathogens. *Anim. Conserv.* 1, 273–280.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J., Anderson, D.R., 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62, 67–118.
- MacKenzie, D.I., 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *J. Wildlife Manage.* 70, 367–374.
- MacKenzie, D.I., Bailey, L.L., 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 9, 300–318.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 2248–2255.

- Manor, R., Saltz, D., 2004. The impact of free-roaming dogs on gazelle kid/female ratio in a fragmented area. *Biol. Conserv.* 119, 231–236.
- Matter, H.C., Wandeler, A.I., Neuenschwander, B.E., Harischandra, L.P.A., Meslin, F.X., 2000. Study of the dog population and the rabies control activities in the Mirigama area of Sri Lanka. *Acta Trop.* 75, 95–108.
- McGarigal, K., Cushman, S., Stafford, S., 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer, New York.
- Meier, D., Merino, M.L., 2007. Distribution and habitat features of southern pudu (*Pudu puda* Molina, 1782) in Argentina. *Mammal. Biol.* 72, 204–212.
- Messier, F., 1994. Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. *Ecology* 75, 478–488.
- Mitchell, B.D., Banks, P.B., 2005. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Aust. Ecol.* 30, 581–591.
- Nudds, T.D., 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Soc. Bull.* 5, 113–117.
- Odell, E.A., Knight, R.L., 2001. Songbird and medium-sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado. *Conserv. Biol.* 15, 1143–1150.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., 1998. The global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conserv. Biol.* 12, 502–515.
- Pereira, J.A., Fracassi, N.G., Rago, V., Ferreyra, H., Marull, C.A., McAlouse, D., Uhart, M.M., 2010. Causes of mortality in a Geoffroy's cat population – a long-term survey using diverse recording methods. *Eur. J. Wildlife Res.* 56, 939–942.
- Peres, C.A., 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conserv. Biol.* 15, 1490–1505.
- Rosenberg, M.S., Anderson, C.D., 2011. PASSAGE: pattern analysis, spatial statistics and geographic exegesis. Version 2. *Methods Ecol. Evol.* 2, 229–232.
- Rowcliffe, J.M., Carbone, C., Jansen, P.A., Kays, R., Kranstauber, B., 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. *Methods Ecol. Evol.* <http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x>.
- Scott, M.D., Causey, K., 1973. Ecology of feral dogs in Alabama. *J. Wildlife Manage.* 37, 253–265.
- Sheriff, M.J., Krebs, C.J., Boonstra, R., 2009. The sensitive hare: sublethal effects of predator stress on reproduction in snowshoe hares. *J. Anim. Ecol.* 78, 1249–1258.
- Silva-Rodríguez, E.A., Ortega-Solis, G.R., Jiménez, J.E., 2007. Human attitudes toward wild felids in a human-dominated landscape of southern Chile. *Cat News* 46, 17–19.
- Silva-Rodríguez, E.A., Ortega-Solis, G.R., Jiménez, J.E., 2010a. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Aust. Ecol.* 35, 765–777.
- Silva-Rodríguez, E.A., Sieving, K.E., 2011. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conserv. Biol.* 25, 808–815.
- Silva-Rodríguez, E.A., Soto-Gamboa, M., Ortega-Solis, G.R., Jiménez, J.E., 2009. Foxes, people and hens: human dimensions of a conflict in a rural area of southern Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 82, 375–386.
- Silva-Rodríguez, E.A., Verdugo, C., Aleuy, O.A., Sanderson, J.G., Ortega-Solis, G.R., Osorio-Zuniga, F., Gonzalez-Acuna, D., 2010b. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44, 97–103.
- Taborsky, M., 1988. Kiwis and dog predation: observations in Waitangi State Forest. *Notornis* 35, 197–202.
- Thornton, D.H., Branch, L.C., Sunquist, M.E., 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecol. Appl.* 21, 2324–2333.
- Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2009a. Dietary niche separation between sympatric free-ranging domestic dogs and Indian foxes in Central India. *J. Mammal.* 90, 1058–1065.
- Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2009b. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal Rev.* 39, 265–283.
- Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2010. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *J. Appl. Ecol.* 47, 1225–1232.
- Vanak, A.T., Thaker, M., Gompper, M.E., 2009. Experimental examination of behavioural interactions between free-ranging wild and domestic canids. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 64, 279–287.
- Vercauteren, K.C., Lavelle, M.J., Phillips, G.E., 2008. Livestock protection dogs for deterring deer from cattle and feed. *J. Wildlife Manage.* 72, 1443–1448.
- Wandeler, A.I., Matter, H.C., Kappeler, A., Budde, A., 1993. The ecology of dogs and canine rabies: a selective review. *Rev. Sci. Tech. – Office Int. Epizoot.* 12, 51–71.
- Wilson, K., Newton, A., Echeverria, C., Weston, C., Burgman, M., 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biol. Conserv.* 122, 9–21.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J.R., 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280, 2126–2128.
- Woodroffe, R., Donnelly, C.A., 2011. Risk of contact between endangered African wild dogs *Lycaon pictus* and domestic dogs: opportunities for pathogen transmission. *J. Appl. Ecol.* <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02059.x>.
- Young, J.K., Olson, K.A., Reading, R.P., Amgalanbaatar, S., Berger, J., 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *Bioscience* 61, 125–132.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*, fourth ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.



PERSPECTIVE

Pinniped predation of birds: A cause for conservation concern?

George J. F. Swan,^{1,*} Eduardo A. Silva-Rodríguez,¹ Layla P. Osman,² and Eduardo Jaramillo³

¹ Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

² Centro Transdisciplinario de Estudios Ambientales y Desarrollo Humano Sostenible, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

³ Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

*Corresponding author: george.j.f.swan@gmail.com

Submission Date: August 26, 2019; Editorial Acceptance Date: December 19, 2019; Published February 19, 2020

ABSTRACT

Recovering predators can create challenges for conservation objectives when they prey on vulnerable species. Although largely uncommon, pinniped predation of birds presents one such challenge. Here, we describe the novel characteristics of this predator–prey interaction, its impact on bird populations, and possible mitigation responses. We do so both broadly, synthesizing the wider literature, and specifically, in reference to ongoing South American sea lion (*Otaria flavescens*) predation of Black-necked Swans (*Cygnus melancoryphus*) we are currently observing in southern Chile. Our review of the literature suggests that in most cases bird predation by pinnipeds is only exhibited by a small proportion of the population, spreads socially between individuals, can be temporally severe, and may rapidly threaten the viability of bird populations. We discuss feasibility and efficacy of potential mitigation measures highlighting that, as foraging specializations can be socially transmitted, any such actions need to be time conscious as bird-killing behaviors may be increasingly difficult to remove. The contrasting population trends of pinnipeds and seabirds suggests that pinniped predation of vulnerable waterbirds is going to be an increasingly common conservation challenge in the future.

Keywords: bird predation, foraging specializations, human–wildlife conflict, pinnipeds, predator–prey interactions

Depredación de aves por Pinípedos: ¿una causa de preocupación para la conservación?

RESUMEN

La recuperación de depredadores puede generar desafíos para los objetivos de conservación cuando estos depredan especies vulnerables. Aunque poco común, la depredación de aves por pinnípedos representa uno de esos desafíos. En esta Perspectiva, describimos características novedosas de esta interacción depredador-presa y su impacto sobre poblaciones de aves antes de discutir qué debería hacerse para mitigar sus impactos, en caso de ser necesario. Esto lo hacemos en términos generales, sintetizando la literatura disponible, y específicamente, en referencia a la depredación de *Cygnus melancoryphus* por *Otaria flavescens* que estamos observando actualmente en el sur de Chile. Nosotros identificamos que la depredación de aves por pinnípedos es exhibida por una pequeña proporción de la población, se propaga socialmente entre individuos, puede ser temporalmente severa y puede amenazar rápidamente la viabilidad de poblaciones de aves. En este contexto, discutimos la viabilidad y eficacia de posibles medidas de mitigación, destacando que, dado que el comportamiento puede transmitirse socialmente, cualquier acción de este tipo debe considerar el tiempo, ya que estos comportamientos pueden ser cada vez más difíciles de eliminar. Las tendencias poblacionales contrastantes de pinnípedos y aves sugieren que la depredación por pinnípedos de poblaciones de aves será un desafío de conservación cada vez más común en el futuro.

Palabras clave: conflicto humano-vida silvestre, depredación de aves, especializaciones de alimentación, interacciones depredador-presa, pinnípedos

INTRODUCTION

Conservation efforts have resulted in some impressive recoveries of once depleted populations of large-bodied predators (Magera et al. 2013, Cruz et al. 2019). This is important as these animals are critical components of ecosystems (Ritchie and Johnson 2009) and also have intrinsic value in their own right. Yet, while predator resurgences are to be celebrated, they can also present significant new challenges in

wildlife management, especially if they have top-down effects on species of conservation concern (Marshall et al. 2016). For example, the (human-assisted) recovery of Bald Eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) in Voyageurs National Park, USA, has apparently come at the expense of other recovering piscivorous bird species (Cruz et al. 2019).

Pinnipeds (sea lions, fur seals, true seals, and the walrus) provide another interesting case in point. In recent decades many pinniped populations have increased dramatically

after being heavily depleted by commercial harvesting and culling programs (Bowen and Lidgard 2013, Magera et al. 2013). These are generalist, opportunistic predators that can compete for prey that have economic or conservation value to humans. Yet, while much attention has been paid to their interactions with fisheries and aquaculture (e.g., Sepúlveda et al. 2015), pinniped predation of birds presents a novel, interesting, and occasionally urgent, conservation challenge.

One such challenge is currently playing out in the Río Cruces wetland, a Ramsar Site and Nature Sanctuary located in Valdivia, southern Chile (39.74°S, 73.25°W), where, in July 2018, monthly Black-necked Swan (*Cygnus melancoryphus*) surveys (conducted since 1987 by Corporación Nacional Forestal, CONAF; Jaramillo et al. 2018) began recording predation of swans by South American sea lions (*Otaria flavescens*). While initially ascribed to a single sub-adult male, other individuals were soon sighted exhibiting the same predatory behavior. The sea lions were pulling swans under the water before consuming part of the carcass, most often just the pectoral muscle (Figure 1). Swan hunting, handling, and (partial) consumption was fast, and individual sea lions were observed catching and killing as many as 5 adult birds in the space of 25 min (E. Jaramillo personal observation). Overall predation, judged by the number of carcasses, increased rapidly to 133 swans in a single month and, although predation subsided during the sea lion's breeding period (when the animals return to their coastal rookeries; Baylis et al. 2017), recent carcass counts suggest it is still increasing.

Although Black-necked Swans are not internationally threatened (BirdLife International 2016), the Río Cruces

wetland and surrounding habitat is the species' most important breeding site and the swans are considered a priority in the sanctuary's management objectives (Jaramillo et al. 2018, CONAF 2019a). Indeed, the wetland's current population (estimated at ~13,000 individuals in the 2018 breeding season; CONAF 2019b) has only recently recovered from a 2004 collapse that followed a pollution event (Jaramillo et al. 2018). Therefore, despite monitoring that suggests a continued positive population trend (CONAF 2019b), there are concerns that increased predation by sea lions might threaten this population.

Socially, swans are important to people in Valdivia; their conservation was a central motivator in one of Chile's most significant environmental conflicts after the 2004 collapse (Sepúlveda and Villarroel 2012). As a result, swan predation by sea lions has attracted much media attention and debate (e.g., Villalobos 2018). Indeed, the issue has created a management conundrum for Chilean authorities where all options, including doing nothing, are contentious. This is partly a consequence of the novelty of this particular predator–prey interaction; there is little specific scientific evidence to indicate how best to proceed. In this context we searched the literature for journal articles and reports that shed light on the ecology or management of pinniped predation of birds. We used the Google Scholar and Web of Knowledge databases between August and November 2019 to find relevant material (published in the last 30 yr) using all combinations of 5 key terms (predation or bird predation or mitigation or management or interaction) with the 5 terms for species within the clade Pinnipedia (pinniped or sea lion or fur seal or seal or walrus). Additional studies

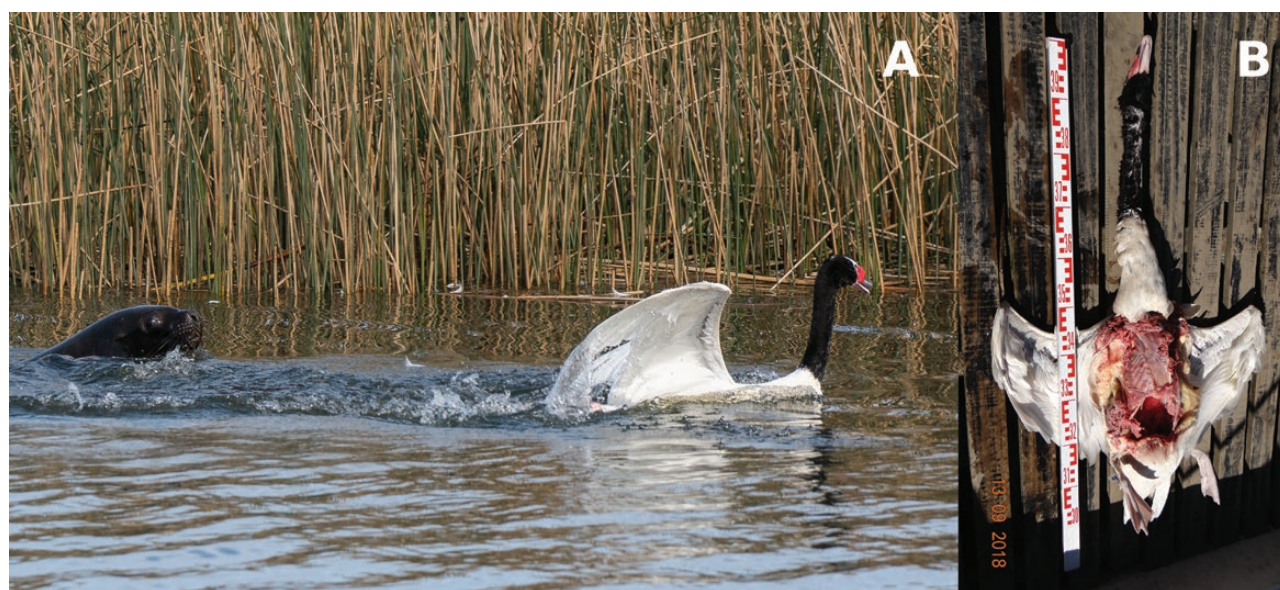


FIGURE 1. Predation of a Black-necked Swan (*Cygnus melancoryphus*) by a South American sea lion (*Otaria flavescens*) in the Río Cruces wetland, Valdivia, Chile (A), and the carcass of a depredated swan (B). Photographs by F. Dreves and F. Navarro, respectively.

were located by searching the reference lists of relevant material from the initial search.

CHARACTERIZING PINNIPED PREDATION OF BIRDS

We found instances of bird predation by pinnipeds from across the world involving a diverse range of avifauna such as penguins (Charbonnier et al. 2010, Ryan and Kerr 2012, Morrison et al. 2017), cormorants (Marks et al. 1997, Johnson et al. 2006), gannets (Makhado et al. 2006, 2013), albatrosses (Moore et al. 2008), auks (Mallory et al. 2004), and ducks (Tallman and Sullivan 2004, Lovvorn et al. 2010). Many of these interactions share similar characteristics and we identify 4 traits that appear to characterize pinniped–bird predation.

Bird Predation is only Exhibited by a Small Proportion of the Pinniped Population

With the exception of the leopard seal (*Hydrurga leptonyx*; Hall-Aspland and Rogers 2004) and possibly some populations of Antarctic fur seals (*Arctocephalus gazelle*; Casaux et al. 2004), birds form a negligible part of pinniped diet at a population level (Kirkman 2009). Instead, bird predation appears to be an uncommon foraging specialization that, when exhibited, is only conducted by certain individuals within the population. Indeed, even within these animals, there may be marked variation in prey handling behavior (du Toit et al. 2004). Males, and specifically sub-adult males, are the most common culprits (David et al. 2003, du Toit et al. 2004, Makhado et al. 2009; although see Lalas et al. 2007).

Foraging Specializations can be Socially Transmitted within Pinniped Populations

Several studies report that, at their sites, pinniped predation of birds is a relatively new and increasing phenomenon (Charbonnier et al. 2010, Voorbergen et al. 2012). A number of non–mutually exclusive hypotheses have been posed to explain this behavior including the depletion of “regular” prey, increased pinniped–bird interactions, an extension of play behavior, and the general reduction in pinniped culling as a management strategy (du Toit et al. 2004, Kirkman 2009). There is also speculation that, once a foraging specialization is displayed by one animal in a population, it can be learned by others (Makhado et al. 2006). Observations of established bird predators interacting with other “new” bird predators during hunts provides provisional support for this hypothesis (Marks et al. 1997). The strongest evidence of pinnipeds learning novel foraging behaviors from conspecifics, however, comes from research by Schakner et al. (2016) who applied a network-based diffusion analysis to show

how learned behaviors, in this case learning to utilize a dam to depredate fish, spread within populations. These results appear to confirm that, although bird predation may involve only a limited number of individuals when it is first recorded, it may quickly spread to others (Marks et al. 1997, Makhado et al. 2006). Interestingly, bird predation still appears to be dominated by sub-adult males even when the behavior becomes more established in a population (David et al. 2003).

Bird Predation by Pinnipeds can be Temporally Severe

While some birds appear to recognize the threat that pinnipeds present and respond appropriately (Charbonnier et al. 2010, Lovvorn et al. 2010), others make easy prey. Johnson et al. (2006) observed Cape fur seal (*Arctocephalus pusillus*) predation of African Penguins (*Spheniscus demersus*) and cormorants (*Phalacrocorax* sp.) and report just a single unsuccessful attempt in 204 initiated hunts. Such success rates are consistent with the naïve prey hypothesis where birds (1) fail to recognize the threat that pinnipeds present, (2) have inappropriate antipredator responses, and/or (3) their responses are appropriate but ineffective (Banks and Dickman 2007). Indeed, the recognition of pinnipeds as predators appears not to be innate for some bird species (Marks et al. 1997, du Toit et al. 2004). As a result, a single pinniped can kill many individual birds in a short space of time. For instance, an Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus*) was recorded to have hunted and consumed 67 Thick-billed Murre (*Uria lomvia*) in one day (Mallory et al. 2004), while a lone New Zealand sea lion (*Phocarctos hookeri*) was able to depredate 128 adult Royal Albatross (*Diomedea epomophora*; one of the largest flying birds in the world), in just a few weeks (Moore et al. 2008). Although the population-level effects of walrus on murre is unknown (Mallory et al. 2004), the number of albatrosses killed by the sea lion represented “a large and ongoing effect” on the albatross population (Moore et al. 2008). In these and other instances, the consumption of only a small proportion of the bird carcass (if any) may serve to elevate predation rates (du Toit et al. 2004, Moore et al. 2008, Ryan and Kerr 2012).

Most reported examples of severe, sustained predation come from the vicinity of bird breeding colonies (Kirkman 2009). Plausible explanations include high densities of prey making the behavior profitable (Ainley et al. 2005), predictable spatial use making adult birds more vulnerable (Lalas et al. 2007), and/or the presence of naïve juvenile birds (David et al. 2003). It is also possible that there is reporting bias within the literature as the area around colonies is easiest to observe (Makhado et al. 2006), and ad hoc reports document birds being opportunistically depredated away from breeding sites (e.g., Tallman and Sullivan 2004).

Pinniped Predation can Threaten the Viability of Bird Populations

The literature contains examples of, apparently, one-off incidents of bird predation that are not suggestive of any wider, population-level, impacts (e.g., Mallory et al. 2004, Tallman and Sullivan 2004). However, there is clear evidence that, when continued, pinniped predation can be unsustainable; imperiling both sub-populations and species (Lalas et al. 2007, Voorbergen et al. 2012, Makhado et al. 2013, Weller et al. 2016, Morrison et al. 2017). Predation by a limited number of New Zealand sea lion (in this unusual incidence, females) has been identified as a key threat to the viability of a small population of endangered Yellow-eyed Penguin (*Megalyptes antipodes*; Lalas et al. 2007). Pinniped predation threatens not only small isolated populations of birds. For example, predation by Cape fur seal of small numbers of Cape Gannet (*Morus capensis*) around Malgas Island, South Africa (the second largest Cape Gannet colony in the world), was first recorded in the late 1980s, and an estimated 1.2–2.5% of fledglings were killed in 1989–1990. This percentage increased to 30% in 2000–2001, then above 50% in 2005–2006 (reviewed in Makhado et al. 2006). Losses during this latter period were as high as 10,800 birds per annum, reducing the colony by 25% in just 5 yr (Makhado et al. 2006). Cape Gannets have recently been reclassified as “Endangered” on the IUCN Red List with fur seal predation identified as a key threat (BirdLife International 2018).

WHAT, IF ANYTHING, SHOULD BE DONE?

Pinnipeds are intelligent, generalist predators and optimal foraging theory predicts that they (1) will target easily caught prey with quick handling times and (2) consume only those parts that yield the highest calorific return (Sih 1980). Indeed, there are examples of pinniped species developing similarly noteworthy foraging specializations on cetaceans (Leopold et al. 2015), fish (Schakner et al. 2016), and even other pinnipeds (Womble and Conlon 2010). Yet, as we have seen, the rapid top-down impacts on the bird populations can be severe. Such cases may prompt wildlife practitioners to consider if mitigation is feasible and appropriate.

The most common direct action applied to reduce pinniped predation of birds appears to be the killing of “bird-specialist” individuals (David et al. 2003, du Toit et al. 2004, Moore et al. 2008, Makhado et al. 2009). Reviews of marine mammal culling and “problem individual” removal can be found elsewhere (see Bowen and Lidgard 2013 and Swan et al. 2017, respectively), but this strategy merits some specific discussion. From an ecological perspective, there is evidence that, where bird predation is limited to

a small number of animals, their prompt removal can entirely remove the problem (Moore et al. 2008). Where the behavior is established in a pinniped population, selective culling may reduce bird mortality rates (David et al. 2003, du Toit et al. 2004, Makhado et al. 2009, Weller et al. 2016). However, the chance of stopping bird predation altogether appears to decline with the number of animals that display such behavior (Schakner et al. 2016), especially if individuals learn to avoid humans (Makhado et al. 2009). In these instances, benefits are likely to be temporary, requiring ongoing selective removal (Makhado et al. 2006, Schakner et al. 2016). Here, culling may be most effective if concentrated at specific sites (Weller et al. 2016) and in time periods when birds are most vulnerable (e.g., post-fledging; Makhado et al. 2009). From a conservation perspective, it should also be noted that, as many of the pinniped species being discussed (e.g., fur seals and sea lions) are strongly polygynous, the removal of a small number of sub-adult males is unlikely to influence population reproductive rates (Lalas et al. 2007, Moore et al. 2008). Socially, killing animals, even for conservation purposes, requires ethical considerations and is likely to be contentious (especially in Chile; Villatoro et al. 2019).

Envisaging a strong social response to pinniped killing, what are the nonlethal options available to address heavy bird predation? Acoustic harassment devices have shown promise in deterring pinniped predation in river systems (Yurk and Trites 2000) and at fish farms (Götz and Janik 2015). However, these devices require predation to be spatially concentrated and so are unlikely to be effective in many pinniped–bird interactions. Aversive conditioning or “hazing” (attempting to change an animal’s behavior through associations with a negative impact) has also been trialed to reduce pinniped predation of salmonids, albeit with disappointing results: the animals learned to avoid the negative stimulus and it did not reduce predation (Brown et al. 2008). It is possible that “problem individuals” could be removed from the area. Some have suggested taking habitual bird predators into captivity (Lalas et al. 2007). Such a step would require sites with the appropriate infrastructure and resources to care for these animals indefinitely (Brown et al. 2008). The translocation of animals is a nonlethal method that commonly has high social acceptability but also high financial cost (Fontúrbel and Simonetti 2011). However, if the correct animal could be captured alive (mortality of pinnipeds can be high during live capture: Brown et al. 2008), pinnipeds can navigate in unfamiliar waters and research on fur seals (*Arctocephalus* spp.) in Tasmania suggests that the majority would return within a short time period (Robinson et al. 2008). Finally, managers can also choose to do nothing. Whether this alternative is effective or not will depend on the characteristics of

the predation event. Furthermore, if the affected species is charismatic (as with the Valdivian swans), this alternative may not be socially acceptable. In summary, although nonlethal methods exist, there is little evidence to suggest they would be an effective means of mitigating severe pinniped predation of birds.

Despite this synthesis, we are split as to the correct management avenue in respect to the ongoing Black-necked Swan predation in Valdivia—a situation not uncommon in the management of charismatic fauna. Although we have the advantage of regular census data and carcass counts, other basic ecological information, such as immigration and mortality rates, is still missing. Some of us judge that the risk of the behavior spreading, and predation continuing to increase, justifies the lethal removal of “problem” sea lions. Others consider that, as the conservation threat to swans is currently minimal and there is evidence that the swan population is increasing despite sea lion predation (CONAF 2019b), any lethal measures taken to protect the swans may set an unwelcome precedent in native predator management. This is a particular concern in Chile where there is growing social conflict over pinniped interactions with fisheries and aquaculture, and there have been requests for more active interventions (Sepúlveda et al. 2015). Despite our differences, we all agree that any decision, including “do nothing,” needs to be well justified.

FUTURE DIRECTIONS

Broad trends of monitored seabirds indicate a 70% decline between 1950 and 2010 (Paleczny et al. 2015) as a consequence of anthropogenic causes such as commercial fisheries, pollution, and invasive species (Croxall et al. 2012). This is in stark contrast to the fortunes of pinnipeds where 50% of populations are considered “significantly increasing” (Magera et al. 2013). Although severe pinniped predation

of birds is uncommon, we suggest that, given these trends, such interactions will likely increase. We also highlight the “predator-pit” scenario, where bird populations that have been reduced or fragmented as a result of anthropogenic activities will have lower resilience to respond to the pressure of pinniped predation (e.g., Lalas et al. 2007, Weller et al. 2016).

There is certainly plenty of scope for research into the ecology of this predator–prey interaction. For those wishing to inform management decisions, we outline 6 key questions and research approaches (Table 1). Detailed, site-specific investigations should be complemented by broader analyses that explore the variables that might make bird populations vulnerable to pinnipeds (e.g., abundance of alternative prey, breeding density, distance to pinniped breeding site). Indeed, despite much speculation (Kirkman 2009), little scientific attention has been paid to the underlying ecological drivers that produce these situations. Such analyses would allow an improved assessment of future risk.

In the meantime, we recommend monitoring for predation in those areas where threatened, fragmented, or important bird populations are found in close proximity to pinniped populations—especially fur seals and sea lions. This would not only catch this behavior in its early stages, but would provide valuable data to inform management (Table 1). Indeed, because methods to mitigate pinniped predation have ecological and social consequences that require thorough assessment, wildlife practitioners may also want to proactively evaluate potential actions. Structured decision-making provides a framework to navigate “tough multidimensional choices characterised by uncertain science, diverse stakeholders, and difficult trade-offs” (Gregory et al. 2012). It does so by providing a framework to (1) identify management objectives, (2) promote transparency in decisions, (3) include multiple stakeholders, (4) develop predictions, and,

TABLE 1. Key research and management questions for locations where pinniped predation of birds is a conservation concern.

	Key questions	Research approach	Example
1	Is bird predation present?	Monitoring with regular observational surveys	CONAF 2019b
2	Are predation rates increasing?	Quantifying predation via observations of predation/ carcasses or scat analysis	Makhado et al. 2006
3	Does predation threaten population viability?	A population viability analysis using predation rates, population sizes/ growth rate	Lalas et al. 2007
4	Is the behavior being socially transmitted?	Network-based diffusion analysis using sight–resight data on individual pinnipeds during haul-outs and predation	Schakner et al. 2016
5	What effect would pinniped management have on predation?	Epidemiological (susceptible–infected) models can assess selective culling when behavior is socially transmitted or system dynamic modelling can be applied to consider efficacy of removal when managing multiple threats	Schakner et al. 2016, Weller et al. 2016
6	Will management achieve social and ecological objectives?	Structured decision-making framework that establishes utility thresholds (e.g., minimum bird productivity) corresponding to conservation objectives	Martin et al. 2010

ultimately, (5) identify optimal decisions for management objectives (Martin et al. 2010, Gregory et al. 2012). As such, the approach has been successfully applied to conserve bird populations under threat due to predation by native predators (Martin et al. 2010).

ACKNOWLEDGMENTS

We thank C. Barrales, F. Navarro, E. Paredes for assistance with fieldwork and F. Dreves (Lluviafilms.com) for photography. Additional monitoring was conducted by L. Miranda and R. Rosas (CONAF, Valdivia).

Author contributions: EJ and GS conceived the idea, GS wrote the manuscript, and ES-R, LO, and EJ provided substantial comments and edits.

Funding statement: GS is funded by Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica, Gobierno de Chile (CONICYT) through a Fondecyt Postdoctorado (Proyecto N° 3190800), E.S.-R. through a Fondecyt Iniciación (Proyecto N° 11171006), and EJ by the Monitoring Program of the Río Cruces wetland (a joint agreement between Universidad Austral de Chile and the Arauco Company).

Conflict of interest statement: The authors declare no conflict of interest.

LITERATURE CITED

- Ainley, D. G., G. Ballard, B. J. Karl, and K. M. Dugger (2005). Leopard seal predation rates at penguin colonies of different size. *Antarctic Science* 17:335–340.
- Banks, P. B., and C. R. Dickman (2007). Alien predation and the effects of multiple levels of prey naiveté. *Trends in Ecology & Evolution* 22:229–230.
- Baylis, A. M. M., R. A. Orben, D. P. Costa, M. Tierney, P. Brickle, and I. J. Staniland (2017). Habitat use and spatial fidelity of male South American sea lions during the nonbreeding period. *Ecology and Evolution* 7:3992–4002.
- BirdLife International (2016). *Cygnus melancoryphus*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T22679846A92832118. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-T22679846A92832118.en> 3.RLTS.
- BirdLife International (2018). *Morus capensis*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T22696668A132587992. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22696668A132587992.en>
- Bowen, W. D., and D. Lidgard (2013). Marine mammal culling programs: Review of effects on predator and prey populations. *Mammal Review* 43:207–220.
- Brown, R., S. Jefferies, D. Hatch, and B. Wright (2008). Field Report: 2008 pinniped management activities at Bonneville Dam. Oregon Department of Fish and Wildlife, Oregon, USA.
- Casaux, R., A. Bellizia, and A. Baroni (2004). The diet of the Antarctic fur seal *Arctocephalus gazella* at Harmony Point, South Shetland Islands: Evidence of opportunistic foraging on penguins? *Polar Biology* 27:59–65.
- Charbonnier, Y., D. Karine, and J.-B. Thiebot (2010). King-size fast food for Antarctic fur seals. *Polar Biology* 33:721–724.
- CONAF (2019a). Plan de manejo. Monumento Nacional Santuario de la Naturaleza Río Cruces y Chorocamayo. Sitio Ramsar Carlos Anwandter, Valdivia, Chile.
- CONAF (2019b). Informe monitoreo avifauna Abril 2019. Monumento Nacional Santuario 126 de la Naturaleza Río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Santuario de la Naturaleza 127 Carlos Anwandter, Valdivia, Chile.
- Croxall, J. P., S. H. M. Butchart, B. Lascelles, A. J. Stattersfield, B. Sullivan, A. Symes, and P. Taylor (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: A global assessment. *Bird Conservation International* 22:1–34.
- Cruz, J., S. K. Windels, W. E. Thogmartin, S. M. Crimmins, L. H. Grim, J. H. Larson, and B. Zuckerberg (2019). Top-down effects of repatriating Bald Eagles hinder jointly recovering competitors. *Journal of Animal Ecology* 88:1054–1065.
- David, J. H. M., P. Cury, R. J. M. Crawford, R. M. Randall, L. G. Underhill, and M. A. Meyer (2003). Assessing conservation priorities in the Benguela ecosystem, South Africa: Analysing predation by seals on threatened seabirds. *Biological Conservation* 114:289–292.
- du Toit, M., P. A. Bartlett, M. N. Bester, and J.-P. Roux (2004). Seabird predation by individual seals at Ichaboe Island, Namibia. *South African Journal of Wildlife Research* 34:45–54.
- Fontúrbel, A. F. E., and J. A. Simonetti (2011). Translocations and human–carnivore conflicts: Problem solving or problem creating. *Wildlife Biology* 17:217–224.
- Götz, T., and V. M. Janik (2015). Target-specific acoustic predator deterrence in the marine environment. *Animal Conservation* 18:102–111.
- Gregory, R., L. Falling, M. Harstone, G. Long, T. McDaniels, and D. Ohlson (2012). *Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Hall-Aspland, S. A., and T. L. Rogers (2004). Summer diet of leopard seals (*Hydrurga leptonyx*) in Prydz Bay, Eastern Antarctica. *Polar Biology* 27:729–734.
- Jaramillo, E., N. A. Lagos, F. A. Labra, E. Paredes, E. Acuña, D. Melnick, M. Manzano, C. Velásquez, and C. Duarte (2018). Recovery of Black-necked Swans, macrophytes and water quality in a Ramsar wetland of southern Chile: Assessing resilience following sudden anthropogenic disturbances. *Science of the Total Environment* 628–629:291–301.
- Johnson, R. L., A. Venter, M. N. Bester, and W. H. Oosthuizen (2006). Seabird predation by white shark *Carcharodon carcharias* and Cape fur seal *Arctocephalus pusillus pusillus* at Dyer Island. *South African Journal of Wildlife Research* 36:23–32.
- Kirkman, S. P. (2009). Evaluating seal–seabird interactions in southern Africa: A critical review. *African Journal of Marine Science* 31:1–18.
- Lalas, C., H. Ratz, K. McEwan, and S. D. McConkey (2007). Predation by New Zealand sea lions (*Phocartos hookeri*) as a threat to the viability of Yellow-eyed Penguins (*Megadyptes antipodes*) at Otago Peninsula, New Zealand. *Biological Conservation* 135:235–246.
- Leopold, M. F., L. Begeman, J. D. L. van Bleijswijk, L. L. Ljsseldijk, H. J. Witte, and A. Gröne (2015). Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences* 282:20142429.
- Lovvorn, J. R., J. J. Wilson, D. McKay, J. K. Bump, L. W. Cooper, and J. M. Grebmeier (2010). Walrus attack Spectacled Eiders wintering in pack ice of the Bering Sea. *Arctic* 63:53–56.

- Magera, A. M., J. E. M. Flemming, K. Kaschner, L. B. Christensen, and H. K. Lotze (2013). Recovery trends in marine mammal populations. *PLOS One* 8:e77908.
- Makhado, A. B., R. J. M. Crawford, and L. G. Underhill (2006). Impact of predation by Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* on Cape Gannets *Morus capensis* at Malgas Island, Western Cape, South Africa. *African Journal of Marine Science* 28:681–687.
- Makhado, A. B., R. J. M. Crawford, L. J. Waller, and G. Les (2013). An assessment of the impact of predation by Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* on seabirds at Dyer Island, South Africa. *Ostrich* 84:191–198.
- Makhado, A. B., M. A. Meijer, R. J. M. Crawford, L. G. Underhill, and C. Wilke (2009). The efficacy of culling seals seen preying on seabirds as a means of reducing seabird mortality. *African Journal of Ecology* 47:335–340.
- Mallory, M. L., K. Woo, A. J. Gaston, W. E. Davies, and P. Mineau (2004). Walrus (*Odobenus rosmarus*) predation on adult Thick-billed Murres (*Uria lomvia*) at Coats Island, Nunavut, Canada. *Polar Research* 23:111–114.
- Marks, M. A., R. K. Brooke, and A. M. Gildenhuis (1997). Cape fur seal *Arctocephalus pusillus* predation on Cape Cormorants *Phalacrocorax capensis* and other birds at Dyer Island, South Africa. *Marine Ornithology* 25:9–12.
- Marshall, K. N., A. C. Stier, J. F. Samhouri, R. P. Kelly, and E. J. Ward (2016). Conservation challenges of predator recovery. *Conservation Letters* 9:70–78.
- Martin, J., A. F. O'Connell, Jr., W. L. Kendall, M. C. Runge, T. R. Simons, A. H. Waldstein, S. A. Schulte, S. J. Converse, G. W. Smith, T. Pinion, M. Rikard, and E. F. Zipkin (2010). Optimal control of native predators. *Biological Conservation* 143:1751–1758.
- Moore, P. J., M. Charteris, E. J. Larsen, and P. J. Moore (2008). Predation on nesting Southern Royal Albatrosses *Diomedea epomophora* by a New Zealand sea lion *Phocarctos hookeri*. *New Zealand Journal of Zoology* 35:201–204.
- Morrison, K. W., D. P. Armstrong, P. F. Battley, S. E. Jamieson, and D. R. Thompson (2017). Predation by New Zealand sea lions and Brown Skuas is causing the continued decline of an Eastern Rockhopper Penguin colony on Campbell Island. *Polar Biology* 40:735–751.
- Paleczny, M., E. Hammill, V. Karpouzi, and D. Pauly (2015). Population trend of the world's monitored seabirds, 1950–2010. *PLOS One* 10:e0129342.
- Ritchie, E. G., and C. N. Johnson (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12:982–998.
- Robinson, S., A. Terauds, R. Gales, and M. Greenwood (2008). Mitigating fur seal interactions: Relocation from Tasmanian aquaculture farms. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:1180–1188.
- Ryan, P. G., and J. Kerr (2012). Is fur seal predation driving the decrease in Northern Rockhopper Penguins *Eudyptes moseleyi* at Gough Island? *Marine Ornithology* 40:69–71.
- Schakner, Z. A., M. G. Buhnerkempe, M. J. Tennis, R. J. Stansell, B. K. van der Leeuw, J. O. Lloyd-Smith, and D. T. Blumstein (2016). Epidemiological models to control the spread of information in marine mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283:2037.
- Sepúlveda, C., and P. Villarroel (2012). Swans, conflicts, and resonance: Local movements and the reform of Chilean environmental institutions. *Latin American Perspectives* 39:181–200.
- Sepúlveda, M., S. D. Newsome, G. Pavez, D. Oliva, D. P. Costa, and L. A. Hückstädt (2015). Using satellite tracking and isotopic information to characterize the impact of South American sea lions on salmonid aquaculture in southern Chile. *PLOS One* 10:e0134926.
- Sih, A. (1980). Optimal foraging: Partial consumption of prey. *The American Naturalist* 116:281–290.
- Swan, G. J. F., S. M. Redpath, S. Bearhop, and R. A. McDonald (2017). Ecology of problem individuals and the efficacy of selective wildlife management. *Trends in Ecology & Evolution* 32:518–530.
- Tallman, A. J., and C. Sullivan (2004). Harbour seal (*Phoca vitulina*) predation on a male Harlequin Duck (*Histrionicus histrionicus*). *Northeastern Naturalist* 85:31–32.
- Villalobos, F. (2018). Preocupación en Valdivia por ataques de lobos marinos a cisnes de cuello negro en santuario de la naturaleza. *Emol Nacional*. <https://www.emol.com/noticias/Nacional/2018/09/12/920425/Preocupacion-en-Valdivia-por-ataque-de-lobos-marinos-a-cisnes-de-cuello-negro-en.html>
- Villatoro, F. J., L. Naughton-Treves, M. A. Sepúlveda, P. Stowhas, F. O. Mardones, and E. A. Silva-Rodríguez (2019). When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. *Journal of Environmental Management* 229:67–75.
- Voorbergen, A., W. F. De Boer, and L. G. Underhill (2012). Natural and human-induced predation on Cape Cormorants at Dyer Island. *Bird Conservation International* 22:82–93.
- Weller, F., R. B. Sherley, L. J. Waller, K. Ludynia, D. Geldenhuys, L. J. Shannon, and K. Jarre (2016). System dynamics modelling of the *Endangered* African penguin populations on Dyer and Robben islands, South Africa. *Ecological Modelling* 327:44–56.
- Womble, J. N., and S. Conlon (2010). Observation of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) predation on a harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) in the Glacier Bay region of southeastern Alaska. *Aquatic Mammals* 36:129–137.
- Yurk, H., and A. W. Trites (2000). Experimental attempts to reduce predation by harbor seals on out-migrating juvenile salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:1360–1366.

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/261216381>

A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range

Article in *Revista Chilena de Historia Natural* · March 2014

DOI: 10.1186/0717-6317-87-3

CITATIONS

26

READS

775

9 authors, including:



Ariel Farias

Centro Universitario Regional del Este (CURE-Maldonado), Universidad de la Rep...

65 PUBLICATIONS 521 CITATIONS

SEE PROFILE



Maximiliano A Sepúlveda

The Pew Charitable Trusts

35 PUBLICATIONS 713 CITATIONS

SEE PROFILE



Eduardo A. Silva-Rodriguez

Universidad Austral de Chile

49 PUBLICATIONS 1,430 CITATIONS

SEE PROFILE



Natalia Jordan

Pontificia Universidad Católica de Chile

5 PUBLICATIONS 34 CITATIONS

SEE PROFILE

SHORT REPORT

Open Access

A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range

Ariel A Farias^{1,2*}, Maximiliano A Sepúlveda^{1,3†}, Eduardo A Silva-Rodríguez^{4†}, Antonieta Eguren^{5,6}, Danilo González⁸, Natalia I Jordán¹, Erwin Ovando⁸, Paulina Stowhas⁷ and Gabriella L Svensson¹

Findings

Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes* Martin, 1837) is an endemic of the temperate forests of the Coastal Range of southern Chile, that was reported by Charles Darwin in 1834 in southern Chiloé Island (42° S, 74° W; Martin 1837). Initially known exclusively from that island, it was considered both an insular subspecies of the chilla fox (*Lycalopex griseus* Gray, 1837) (Housse 1953; Clutton-Brock et al. 1976) and a valid species (Martin 1837; Gay 1947; Osgood 1943). In 1990, a mainland population was reported at Nahuelbuta National Park (ca. 450 km north of Chiloé Island, 37° 47' S, 72° 59' W; Figure 1a) in sympatry with the chilla and culpeo foxes (*Lycalopex culpaeus* Molina, 1782) (Jaksic et al. 1990; Medel et al. 1990; Jiménez et al. 1991). This supported its status as a valid species, later confirmed through genetic studies (Yahnke et al. 1996). Though this canid uses diverse habitat types, it is highly associated with native forest (Medel et al. 1990; Jiménez et al. 1991; Jiménez 2007). The current population size is not precisely known, but it has been estimated to be fewer than 600 individuals, 90% of them on Chiloé Island (Jiménez and McMahon 2004; Jiménez et al. 2008). In light of its small population size and the vulnerability of remaining populations, Darwin's fox was classified as Critically Endangered (CR: C2a (ii); cf. IUCN 2012). The discontinuous distribution of Darwin's fox, however, raised questions regarding the existence of other populations in under-explored intermediate areas (e.g., Vilá et al. 2004; Jiménez et al. 2008). Recently, Vilá et al. (2004) genetically identified a Darwin's fox skin from Punta Chanchán (39° 21' S, 73° 14' W) and reported possible sightings by local people there and at Fundo Chaihuín (40° 01' S, 73° 25' W), but failed to find evidence of living

individuals. An additional dead individual was reported from the nearby locality of Lastarria (Gorbea district, 39° 11' S, 72° 6' W; D'Elía et al. 2013). These localities are halfway between the previously known populations (Figure 1a), suggesting that indeed the range is less discontinuous than was previously suspected.

Here we report camera-trap (Bushnell Trophy Cam, Bushnell Corporation, Overland Park, KS, USA) records of Darwin's foxes in three different protected areas in Los Ríos region, which indeed confirm the existence of an intermediate population (Figure 1b,c). These records were obtained as part of two independent studies and a monitoring program. One of the studies and the monitoring program were conducted in the Valdivian Coastal Reserve (VCR; 40° 02' S, 73° 35' W; 50,250 ha; Figure 1b) during February to May 2012 and throughout 2012, respectively. The third study surveyed two protected areas (Figure 1b): Oncol Park (ONC; 39° 42' S, 73° 18' W; 753 ha; March to May 2012) and Alerce Costero National Park (ACP; 39° 59' S, 73° 28' W; 24,694 ha; December 2012 to March 2013).

We recorded Darwin's fox in nine different camera traps (i.e., one or more photos per camera trap), three in each protected area (Figure 1c,d,e). Records from ONC came from transects within the park or close to its border, whereas records from ACP came from the highest elevation within the park. In all these cases, photos were obtained in areas of either old-growth forest or dense understory, with cameras that were baited with raw chicken and commercial lures (Minnesota Brand Bobcat Urine, Caven's Violator-7 and Terminator lures; Minnesota Trapline Products Inc., Pennock, MN, USA). All records from the VCR came from cameras set in an area located close to ACP, including native forests and eucalyptus plantations with dense understory (Figure 1b). We did not use lures in the VCR.

Our records add to the skin reported from Punta Chanchán (Vilá et al. 2004) and the parallel report of a dead individual at the nearby locality of Lastarria (D'Elía

* Correspondence: afarias@bio.puc.cl

†Equal contributors

¹Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, P.O. Box 114-D, Santiago 6513677, Chile

²Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CIIIC), Universidad Santo Tomás, Santiago 8370003, Chile

Full list of author information is available at the end of the article

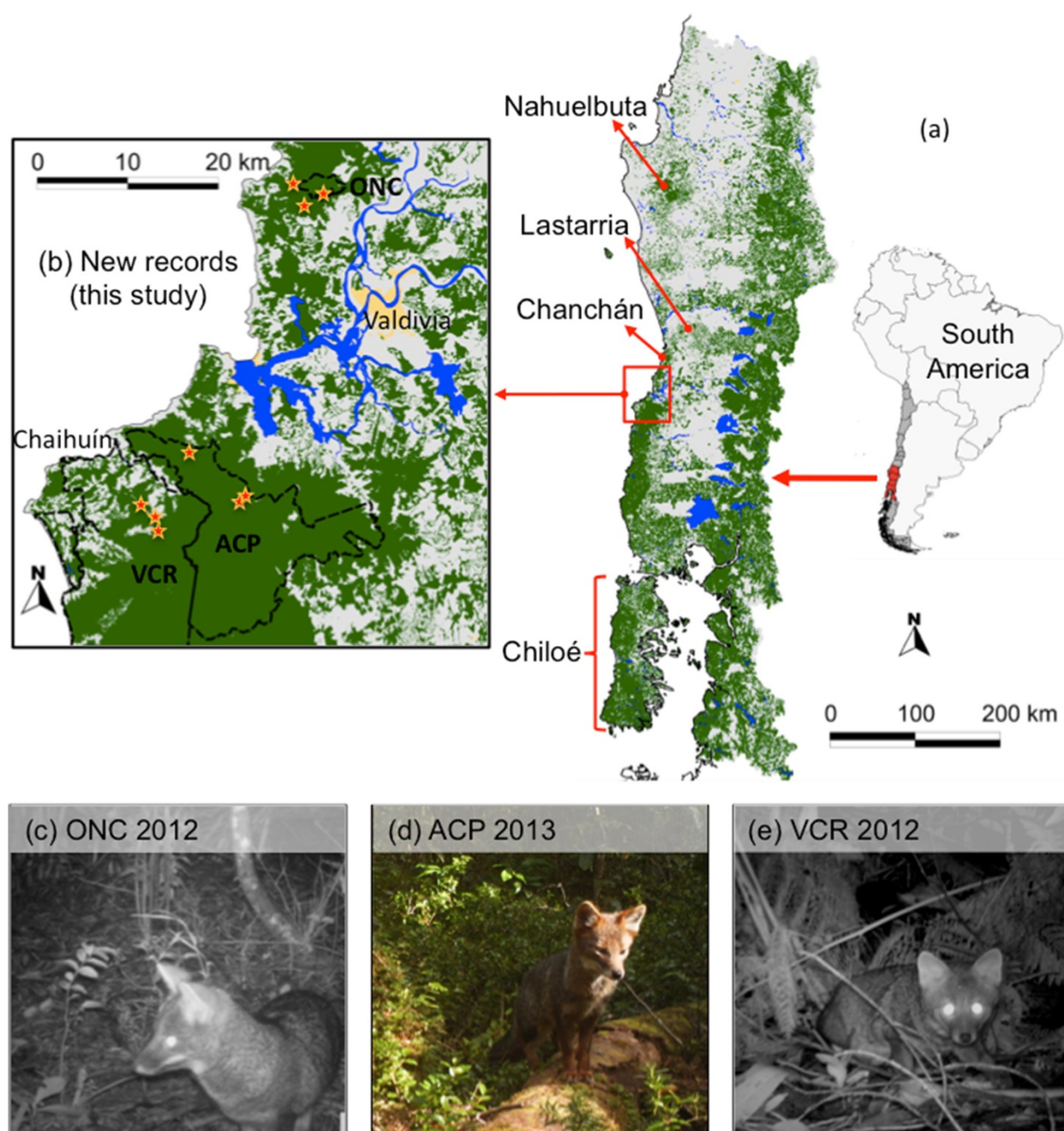


Figure 1 Landscape context of the known distribution of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*), highlighting the new records (stars). Shaded areas represent the current distribution of native temperate forests. (a) Major localities cited in the text. (b) Detail of the new localities: ONC, Oncol Park; ACP, Alerce Costero National Park; VCR, Valdivian Coastal Reserve; segmented lines, limits of the protected areas. (c, d, e) Photographs obtained from each protected area.

et al. 2013), confirming the current presence of Darwin's fox in the area and suggesting a wide distribution of Darwin's fox throughout the Coastal Range (Yahnke et al. 1996; Vilá et al. 2004). Furthermore, the records from Alerce Costero National Park and Valdivian Coastal Reserve are in the northern extreme of a forested corridor that extends southwards almost continuously for

ca. 150 km, covering an area slightly smaller than that occupied by similar forests in Chiloé Island (Figure 1a) where the main population is located. This opens the possibility that the distribution and population size of this canid could be significantly larger than previously estimated. Confirmation of a widespread distribution and population larger than the previous estimate of ca. 600

individuals for Darwin's fox could require a reassessment of the conservation status (Jiménez and McMahon 2004; IUCN 2012). Further, the current presence of Darwin's fox in the Valdivian Coastal Range, and at the locality of Lastarria (D'Elia et al. 2013), is crucial given that a significant part of this area is currently under protection by the Valdivian Coastal Reserve, the Alerce Costero National Park, Oncol Park and other smaller private initiatives. Nevertheless, the area is not free of anthropogenic threats, such as the projected extension of the coastal highway (Wilson et al. 2005), conflicts between wild carnivores and local communities (Stowhas 2012), free-ranging dogs (*Canis familiaris* Linnaeus, 1758) (Silva-Rodríguez and Sieving 2012; Sepúlveda et al. (2014a)), and the risk of canine distemper virus (Sepúlveda et al. (2014b)). In consequence, it is necessary to conduct further studies to clarify the actual conservation status of the newly discovered population of Darwin's fox.

Competing interest

The authors declared that they have no competing interest.

Authors' contribution

AAF conceived the study at ONC and ACP, and participated in fieldwork; AAF and GLS coordinated surveys at ONC and ACP. MAS and EAS conceived the studies at VCR; DG, EO, AE and PS set and operated the cameras at VCR; MAS, EAS, DG, EO, AE and PS identified the records. NIJ and GLS set and operated the cameras and identified the records at ONC and CAP. AAF, MAS and EAS wrote the manuscript. All authors read and approved the final manuscript.

Acknowledgements

Grant FONDECYT-1110027 to AAF funded the research at PONC and PNAC, and the Wildlife Without Borders Program (U.S. Fish & Wildlife Service) and Panthera Foundation funded the work at VCR. CONAF and Forestal Valdivia provided logistic support and access permits. The Nature Conservancy (L. Pezoa, A. Almonacid) provided logistic support at RCV. Park rangers O. Ponce and G. Ponce (VCR) and R. Cárdenas (ACP), along with S. Castillo, N. Glade, G. Carrasco, T. Saratscheff, F. Fuentes, P. Zucillo, M. Duclos, F. Alfaro, A. Sepúlveda, and A. Silva, assisted in the fieldwork. J. Jiménez, A. Iriarte, and D. Moreira kindly agreed to peer-review our pictures. We thank M. Soto-Gamboa who provided valuable support to our work. We thank the comments by P. Feinsinger and A. Sigerson that helped improve the manuscript.

Author details

¹Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, P.O. Box 114-D, Santiago 6513677, Chile. ²Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CIICC), Universidad Santo Tomás, Santiago 8370003, Chile. ³College of Veterinary Medicine, University of Minnesota, St. Paul, MN 55108, USA. ⁴Departamento de Ecología y Biodiversidad, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, Santiago 8370251, Chile. ⁵Center for African Studies, University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA. ⁶Center for Latin American Studies, University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA. ⁷Parcela 50, Quitacalzón, Valdivia 5090000, Chile. ⁸Reserva Costera Valdiviana, The Nature Conservancy, Valdivia 5110489, Chile.

Received: 4 October 2013 Accepted: 22 November 2013
Published: 26 March 2014

References

Clutton-Brock J, Corbet GB, Hills M (1976) A review of the family Canidae with a classification by numerical methods. *Bull British Museum (Nat History)*. Zool 29:117–199

- D'Elia G, Orloff A, Sánchez P, Guíñez B, Varas V (2013) A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. *Rev Chil Hist Nat* 86:485–488
- Gay C (1947) *Historia Física y Política de Chile: Según Documentos Adquiridos en Esta República Durante Doce Años de Residencia en Ella y Publicada Bajo los Auspicios del Supremo Gobierno*. Zoología. El Autor, Santiago, Chile
- Housse R (1953) *Animales Salvajes de Chile en su Clasificación Moderna: su Vida y sus Costumbres*. Ediciones de la Universidad de Chile, Santiago
- IUCN (2012) IUCN red list categories and criteria, version 3.1, 2nd edn. IUCN, Gland
- Jaksic FM, Jiménez JE, Medel RG, Marquet PA (1990) Habitat and diet of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on the Chilean mainland. *J Mammal* 71:246–248
- Jiménez JE (2007) Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *J Zool* 271:63–77
- Jiménez JE, McMahon E (2004) Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. In: Sillero-Zubiri C, Hoffman M, Macdonald DW (eds) *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs*. Status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, pp 50–55
- Jiménez JE, Marquet PA, Medel RG, Jaksic FM (1991) Comparative ecology of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in mainland and island settings of southern Chile. *Rev Chil Hist Nat* 63:177–186
- Jiménez JE, Lucherini M, Novaro AJ (2008) *Pseudalopex fulvipes*. In: IUCN 2013. IUCN red list of threatened species. Version 2013.1. <http://www.iucnredlist.org/details/41586/0>. Accessed 24 Sept 2013
- Martin W (1837) Observations upon a new fox from Mr. Darwin's collection (*Vulpes fulvipes*). *Proc Zool Soc London* 5:11–12
- Medel RG, Jiménez JE, Yáñez JL, Armesto JJ, Jaksic FM (1990) Discovery of a continental population of the rare Darwin's fox, *Dusicyon fulvipes* (Martin 1837) in Chile. *Biol Conserv* 51:71–77
- Osgood WH (1943) The mammals of Chile. *Field Museum Nat History Zool Series* 30:1–268
- Sepúlveda MA, Singer RS, Silva-Rodríguez E, Stowhas P, Pelican K (2014a) Domestic dogs in rural communities around protected areas: conservation problem or conflict solution? *PLoS ONE* 9(1):e86152, doi:10.1371/journal.pone.0086152
- Sepúlveda MA, Singer RS, Silva-Rodríguez E, Eguren A, Stowhas P, Pelican K (2014b) Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. *EcoHealth*, doi:10.1007/s10393-014-0917-z
- Silva-Rodríguez EA, Sieving KE (2012) Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biol Conserv* 150:103–110
- Stowhas P (2012) *Conflicto Entre Carnívoros Silvestres y Campesinos en el sur de Chile*. DVM thesis. Universidad Mayor, Santiago, Chile
- Vilá C, Leonard JA, Iriarte A, O'Brien SJ, Johnson WE, Wayne RK (2004) Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. *Anim Conserv* 7:147–153
- Wilson K, Newton A, Echeverría C, Weston C, Burgman M (2005) A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biol Conserv* 122:9–21
- Yahneke CJ, Johnson WE, Geffen E, Smith D, Hertel F, Roy MS, Bonacic CF, Fuller TK, Van Valkenburgh B, Wayne RK (1996) Darwin's fox: a distinct endangered species in a vanishing habitat. *Conserv Biol* 10:366–375

doi:10.1186/0717-6317-87-3

Cite this article as: Farias et al.: A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural* 2014 **87**:3.

Submit your manuscript to a SpringerOpen[®] journal and benefit from:

- Convenient online submission
- Rigorous peer review
- Immediate publication on acceptance
- Open access: articles freely available online
- High visibility within the field
- Retaining the copyright to your article

Submit your next manuscript at ► springeropen.com

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/324267560>

Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range

Article in *Mammalian Biology* · April 2018

DOI: 10.1016/j.mambio.2018.04.003

CITATIONS

21

READS

1,352

9 authors, including:



[Eduardo A. Silva-Rodriguez](#)

Universidad Austral de Chile

49 PUBLICATIONS 1,430 CITATIONS

SEE PROFILE



[Brayan Zambrano](#)

Universidad Andrés Bello

9 PUBLICATIONS 45 CITATIONS

SEE PROFILE



[Maximiliano A Sepúlveda](#)

The Pew Charitable Trusts

35 PUBLICATIONS 713 CITATIONS

SEE PROFILE



[Patricio Contreras](#)

Corporación Nacional Forestal

14 PUBLICATIONS 40 CITATIONS

SEE PROFILE



Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range



Eduardo A. Silva-Rodríguez^{a,b,*,1}, Erwin Ovando^c, Danilo González^c, Brayan Zambrano^d, Maximiliano A. Sepúlveda^e, Gabriella L. Svensson^e, René Cárdenas^f, Patricio Contreras^f, Ariel A. Farías^{g,h,i,*,1}

^a Departamento de Ecología y Biodiversidad, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile

^b Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile

^c Reserva Costera Valdiviana, The Nature Conservancy, Los Helechos 635, Isla Teja, Valdivia, Chile

^d Escuela de Medicina Veterinaria, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, República 440, Santiago, Chile

^e Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, Corporación Nacional Forestal, Paseo Bulnes 285, Santiago, Chile

^f Parque Nacional Alerce Costero, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, Corporación Nacional Forestal, Provincia de Valdivia, Los Castaños 100, Valdivia, Chile

^g Centro Universitario Regional Este (CURE-Maldonado), Universidad de la República, Tacuarembó s/n of. 150, Maldonado, CP 20100, Uruguay

^h Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES), Pontificia Universidad Católica de Chile, Alameda 340 PO-Box 114-D, Santiago, CP 6513677, Chile

ⁱ Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CIICC), Universidad Santo Tomás, Santiago, Chile

ARTICLE INFO

Article history:

Received 7 July 2017

Accepted 5 April 2018

Available online 6 April 2018

Handled by Francesco Ferretti.

Keywords:

Camera trapping

Lycalopex fulvipes

Domestic dog

Human disturbance

Native forest

Probability of detection

ABSTRACT

The Darwin's fox is one of the most threatened carnivores worldwide and was thought to occur in only two isolated areas. Recently this canid was found in the Valdivian Coastal Range, between the previously known populations, but other than their presence, little is known about these populations. Here we report the results of camera trap surveys conducted between 2012 and 2016 (18,872 camera days), including surveys in 30 different sites—distributed along c. 400 km—and monitoring in two contiguous protected areas. Darwin's fox detection rate was higher when forest cover was higher or when domestic dog (*Canis familiaris*) detection rate was lower. Given confirmed presence, the detection rate was higher for sites in Chiloé Island, than in the mainland's Coastal Range. In mainland, we found evidence of dogs' presence in most of the sites we detected Darwin's foxes. In the protected areas monitored, Darwin's foxes were found to use 12% and 15% of the area sampled in 2015 and 2016 respectively, although there was high uncertainty in the 2016 estimates due to low probability of detection. We did not detect Darwin's foxes in forestry plantations. Our findings provide support for a continuous distribution along the mainland's Coastal Range and Chiloé Island but we hypothesize—based on the major differences observed in detection rates between these areas—that local densities are lower in mainland than in Chiloé Island. Finally, Darwin's fox appears to be sensitive to human disturbance and these disturbances, especially dogs, are ubiquitous within its newly discovered range.

© 2018 Deutsche Gesellschaft für Säugetierkunde. Published by Elsevier GmbH. All rights reserved.

Introduction

The Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) is an Endangered canid, endemic to Chile (Silva-Rodríguez et al., 2016). Up to recently this fox was known to occur in just two areas: a single site in mainland Chile (Nahuelbuta mountain range) and an island (Chiloé) located a few kilometers away from mainland, but nearly 500 km south of Nahuelbuta (Jiménez and McMahon, 2004). The lack of Darwin's fox records in the coastal areas between Nahuelbuta and Chiloé Island was intriguing, because there were still areas of native forest where undiscovered populations could persist (Vilà et al., 2004). To

* Corresponding author at: Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile.

** Corresponding author at: Centro Universitario Regional Este (CURE-Maldonado), Universidad de la República, Tacuarembó s/n of. 150, Maldonado, CP 20100, Uruguay.

E-mail addresses: eduardo.silva@uach.cl (E.A. Silva-Rodríguez),

ariel.farias@cure.edu.uy (A.A. Farías).

¹ Equal contributors.

address this gap, Vilà et al. (2004) surveyed several sites along the Coastal Range between Nahuelbuta and Chiloé Island. Their efforts led to the finding of a pelt in Punta Chanchán (39°21' S, 73°14' W). In addition, local people reported foxes that matched Darwin's fox in Chaihuín (40°1' S, 73°25' W) and Punta Chanchán (Vilà et al., 2004). Unfortunately, these surveys did not provide evidence of living foxes. This situation changed with the recent finding of a fox killed by a dog (*Canis familiaris*) in Lastarria, Gorbea (39°11' S, 72°46' W; D'Elía et al., 2013) and camera trap records in three protected areas in the Valdivian Coastal Range (Farias et al., 2014). These findings provided strong evidence that the area occupied by Darwin's foxes in mainland was much larger than previously thought (D'Elía et al., 2013; Farias et al., 2014; Silva-Rodríguez et al., 2016).

In addition to the new distributional insights, in the last decade there have been important advances in the understanding of the ecology of the Darwin's fox. Recent research on habitat use in the Nahuelbuta mountain range has shown that Darwin's fox is positively associated to native forest and negatively associated to the occurrence of domestic dogs (Moreira-Arce et al., 2015), and understory appears to play an important role in the presence of this species (Moreira-Arce et al., 2016). In Chiloé Island, this canid uses a wider diversity of land cover types and associated food resources (e.g., fruits, terrestrial and intertidal invertebrates, vertebrates; Jiménez, 2007), but in fragmented areas of the island it is associated to large forest fragments (Farias and Jaksic, 2011). Home range size varies between 103 and 488 ha, and core areas (50% fixed Kernel) range between 30 and 130 ha (based on seven foxes, Jiménez, 2007). Threats such as diseases are little understood (e.g., Cabello et al., 2013). However, seroprevalence to pathogens such as canine distemper virus is high in domestic dogs (Sepúlveda et al., 2014; Acosta-Jamett et al., 2015) and invasive American minks (*Neovison vison*) (Sepúlveda et al., 2014), suggesting an important risk for the species (Silva-Rodríguez et al., 2016). Several studies—that did not target the species—provide important information that is relevant to understand the drivers of the threats affecting Darwin's fox. For example, there is ample information on land cover change (e.g., Echeverría et al., 2012; Miranda et al., 2015; Zamorano-Elgueta et al., 2015; Otavo and Echeverría, 2017) and domestic dogs (e.g., diet, habitat use, interactions with wild animals, exposure to pathogens, etc.; see Silva-Rodríguez et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2012; Sepúlveda et al., 2014, 2015; Acosta-Jamett et al., 2015). The information available suggests that domestic dogs and associated pathogens as well as forest loss are the main threats for the conservation of the Darwin's fox (Silva-Rodríguez et al., 2016).

In the Valdivian Coastal Range, other than the fact that they are present (Farias et al., 2014), little is known about the ecology of the Darwin's fox and how it compares to other populations. Using data from survey efforts conducted along the Coastal Range and Chiloé Island, as well as the results of monitoring efforts in two protected areas, we aimed to address three specific objectives. First, we aimed at determining if the detection rates—the quotient of detection events and sampling effort (see Carbone et al., 2001; Rovero and Marshall, 2009)—of Darwin's foxes differed between the mainland and the insular population. Furthermore, given that we expected foxes to be negatively associated to human disturbance—as reported for the northern population in Nahuelbuta (Moreira-Arce et al., 2015)—we asked whether differences in fox detection rates between mainland and the island held at different levels of human disturbance. For this purpose, we used two proxies of human disturbance: forest cover and domestic dogs. Second, we aimed to quantify the proportion of sites occupied by Darwin's foxes where domestic dogs are also present (i.e., the scope of a threat; see Foundations of Success, 2009). The scope of the dog threat was considered high for the IUCN Red List (Silva-Rodríguez et al., 2016), but has not been formally quantified. Finally, our third objective was to quantify the area used by Darwin's foxes in two

neighboring protected areas, thus providing an early baseline for the newly discovered population of this endangered species.

Methods

Study sites

Our study area extends for over 400 km from Los Ríos region to the southern end of Chiloé Island (Fig. 1). Most of the surveyed sites are located in the Coastal Range of Los Ríos and Los Lagos administrative regions. The area is characterized by high precipitations, and is dominated by Valdivian evergreen forests (mainland) and Chiloé evergreen forests (Smith-Ramírez, 2004).

In addition to the surveys, we conducted intensive work in two neighboring protected areas located in the Valdivian Coastal Range, Los Ríos administrative region: the Valdivian Coastal Reserve (c. 508 km²; Silva-Rodríguez et al., 2015a) and Alerce Costero National Park (c. 250 km²; CONAF, 2014). The Valdivian Coastal Reserve is a private protected area, owned by The Nature Conservancy (Silva-Rodríguez et al., 2015a), whereas Alerce Costero National Park is a public protected area managed by the National Forestry Corporation (Conaf, 2014). Precipitation may reach up to 4250 mm at higher altitude (Barichivich, 2005) and 1548 mm at lower altitude (Little et al., 2015). Both protected areas are dominated by Valdivian evergreen forest and, to a lesser extent, alerce (*Fitzroya cupressoides*) forests (CONAF, 2014; Silva-Rodríguez et al., 2015a). In addition, in the Valdivian Coastal Reserve there are more than 3500 ha of eucalyptus plantations (Silva-Rodríguez et al., 2015a).

Prospections along the coastal range

We surveyed 30 sites throughout the Coastal Range (mainland) and Chiloé Island since 2010 through 2014. Cumulatively, we deployed 197 camera-trap stations baited with raw chicken pieces and in most cases lure (bobcat urine, Caven's Terminator and Violator 7 lures; Minnesota Trapline Products Inc., Pennock, MN, USA) to increase the probability of detecting carnivores. Within sites, the minimum distance between cameras was c. 500 m, although in most cases the minimum distance was close to 1 km. A few cameras were located directly on trails, but most of them were near (i.e. <200 m)—but outside—small trails or secondary roads. The cumulative sampling effort was 12,729 camera days (see details per site in supplementary material). Darwin's fox records in sites 2, 3, 4, 5 and 7 were previously used to report the presence of the species in the area (Farias et al., 2014). Data from four sites (Sites 4, 18, 22, 23; see Fig. 1) were not used in the statistical analyses. Three of them were excluded because the effort was low (<100 camera days) and the fourth (site 18) because it was located outside the suspected distribution of the species (see Silva-Rodríguez et al., 2016). However, we report the site because it is relatively close (c. 50 km) to a location near Puerto Octay, where there have been some isolated sightings of the species (J.E. Jiménez pers. comm; Silva-Rodríguez et al., 2016). Most of the 161 camera-trap stations used in the analyses (i.e., those associated to the 26 sites), remained active forty days or more. The 26 sites included in further analyses were separated by at least 2 km, except in one case (sites 9 and 10), where the nearest cameras were separated by c. 1.4 km. However, a deforested area that was unlikely to be suitable for Darwin's fox separated these cameras. Furthermore, between these locations, the closest Darwin's fox records were separated by 7.7 km (more than the largest home range reported, see Jiménez, 2007), so we considered adequate to keep them separated.

From camera-trap records, we estimated the camera trapping photographic rate (i.e., number of independent pictures per 100 camera days, Rovero and Marshall, 2009; O'Brien et al., 2003) for

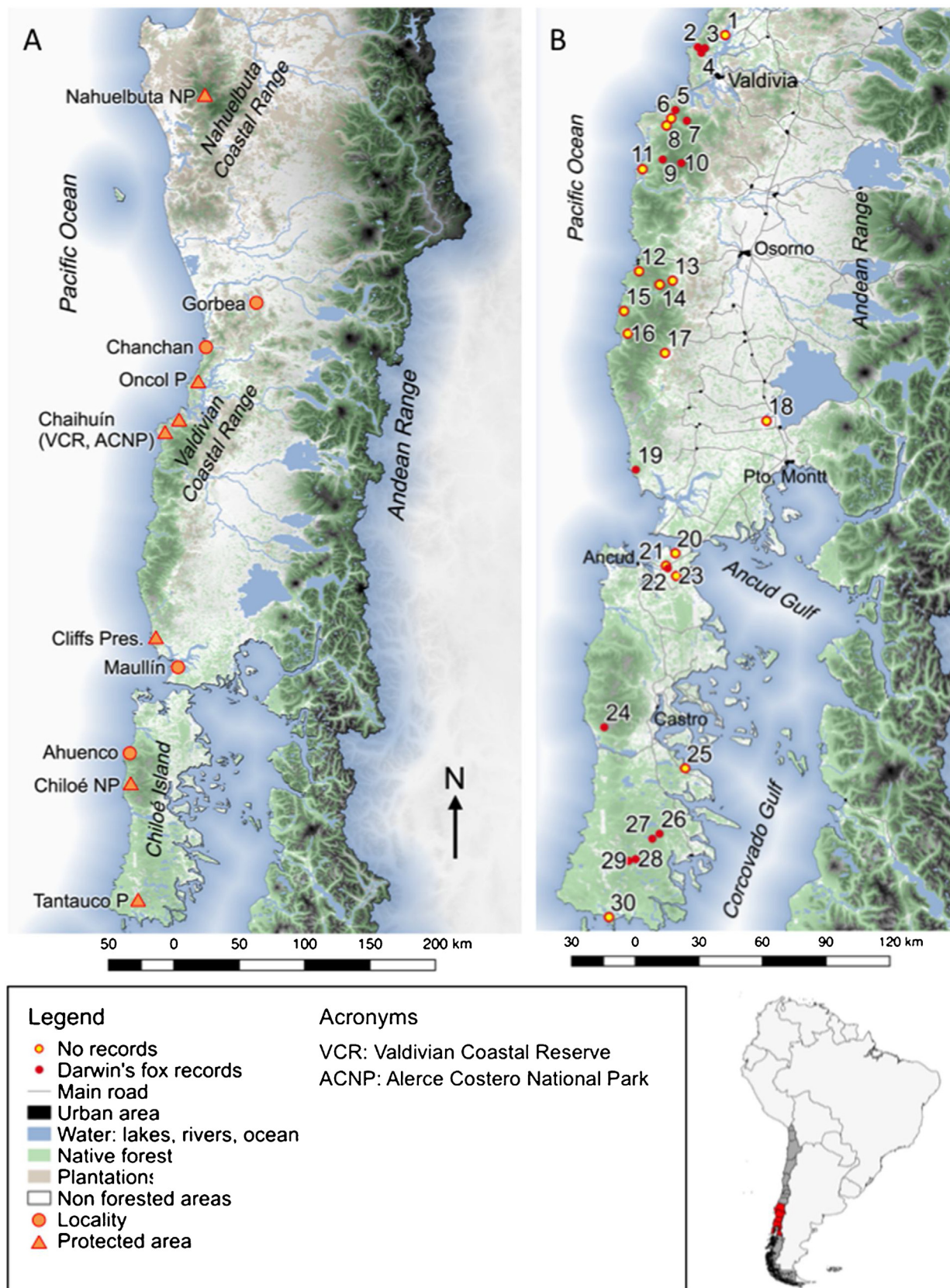


Fig. 1. Study Area. (A) Localities mentioned throughout the text. (B) Detail of the location of the sites surveyed in the Coastal Range (mainland) and Chiloé Island. Filled circles represent sites with positive records of Darwin's fox. Numbers associated to circles corresponds to site identifications shown in the supplementary material.

each of the sites. Pictures were considered independent if separated by at least 60 min (Rovero and Marshall, 2009). These indices are often called relative abundance index (RAI), because they were originally conceived as a proxy for animal abundance (Carbone et al., 2001; O'Brien et al., 2003). Although some studies have shown an association between RAI and density (e.g., Rovero and Marshall, 2009), caution is warranted in its interpretation given that variation in RAI may be associated to variation in probability of detection (Jennelle et al., 2002; Sollmann et al., 2013). Here we interpret RAI simply as detection rates, and discuss our findings considering both abundance and probability of detection as alternative hypotheses that may explain observed patterns. We evaluated how the detection rate of Darwin's fox varied between Chiloé Island and the Coastal Range (mainland), and through a gradient of human disturbance. We used two proxies for human disturbance: native forest cover and domestic dog detection rate. First, native forest cover in each site was assessed as the average percent tree cover (PTC) in a 1-km buffer around camera-traps, minus the percentage of such area covered by exotic forestry plantations. PTC was obtained from high-resolution (i.e. 30 m) satellite images of the Global Forest Change Project (<https://earthenginepartners.appspot.com>; Hansen et al., 2013), and rescaled to range from 0 to 1. Digital maps of the exotic forestry plantation areas were obtained from the Native Forest Inventory of the National Forestry Corporation of Chile (CONAF, available in <http://sit.conaf.cl>). The resulting variable is thus negatively related to the extent of forest replacement for productive activities or due to other anthropogenic disturbance such as forest fires. On the other hand, the detection rate of domestic dogs was assessed analogously to that of Darwin's fox. Dogs tend to be more active near human habitations and to move along roads and trails (Silva-Rodríguez et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2012; Sepúlveda et al., 2015), therefore higher dog activity is likely to be correlated to human activity.

Monitoring in the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park

We conducted monitoring in the Valdivian Coastal Reserve (2015 and 2016) and Alerce Costero National Park (2016). The design used is detailed in the monitoring plan of the Valdivian Coastal Reserve (Silva-Rodríguez et al., 2015b) and summarized up next. For monitoring purposes the Reserve has been divided in a grid composed of square cells of 1-km x 1-km. To secure the long-term feasibility of the monitoring, sampling was limited to accessible cells (i.e., associated to roads and some trails). From the cells defined as accessible we randomly selected 50 cells in the northern and 40 in the southern half of the Reserve. From the selected ones, we chose 30 for each half (60 total) that aimed at securing the adequate representation of the different areas of the protected area. If in the field it was not possible or practical to reach a selected quadrant, the selection was moved to a neighboring cell. In the southern half, most of the accessible areas available were selected. We targeted 60 different locations because this is considered a minimum number for occupancy studies (Rovero et al., 2013). We acknowledge however, that larger sample sizes are desirable (especially for species with low occupancy and/or probability of detection, see also Gálvez et al., 2016) but, in this case, there was an important trade-off between monitoring and other key activities that park rangers have to conduct. Cameras were set associated to the road/trail (in most cases less than 50 m away) and ideally close to the center of the cell, but limited by the proximity of the road and by other features that could emerge in the field. The design used implies that a Darwin's fox could be eventually detected in adjacent cameras (see home ranges above, Jiménez, 2007). However, increasing camera-spacing would have forced to

reduce the number of locations below recommended standards (e.g., Rovero et al., 2013).

Cameras were set approximately 20–30 cm above ground and verifying that movement occurring approximately 10 cm above ground would trigger them. To increase the probability of detecting Darwin's foxes, we used raw chicken, set inside a PVC tube, and bobcat urine (Kishel's Quality Animal Scents and Lures, Inc., East Aurora, New York), placed in a perforated 1-ml syringe and sprayed on the tube. In 2015, we installed cameras in 59 sites and left them in the field for at least 30 days and moved to a new location afterwards. However, many of the cameras stayed for a longer time (up to 75 days). Six cameras malfunctioned; therefore, the effort for the season was 2649 camera days distributed in 53 cameras. In 2016, we applied the same protocol, but added one more cell (total: 61). Most cameras were set in the same locations than the previous year, and in some cases cameras were relocated a few meters from the original site. Cameras were set in sixty-one sites, but four cameras had functioning issues. In addition, in 2016 the monitoring was extended to the Alerce Costero National Park, following the same protocol applied in the Valdivian Coastal Reserve (see Silva-Rodríguez et al., 2015b). Although 30 points were selected (for long term purposes), the 2016 pilot only included 20 cameras. As in 2015, data was truncated after 75 days of camera installation (some cameras could not be removed before several months). Pictures were processed following the protocol described by Sanderson and Harris (2013). The total effort (i.e., both protected areas) for 2016 included 77 camera-sites and 3494 camera days.

Data analyses

We explored the association between Darwin's fox detection rate and the two indicators of human disturbance (forest cover and dog detection rate) using Spearman's rank correlation (see Zar, 2005). The same analysis was used to test the association between forest cover and dog detection rate. We used a Wilcoxon-Mann-Whitney test (see Moses, 2005) to compare the distribution of Darwin's fox detection rates between Chiloé Island and mainland. This later analysis was conditional on Darwin's fox detection (i.e., we only compared sites where foxes were detected). These analyses were conducted in R (R Core Team, 2016) using package Rcmdr (Fox, 2005).

Human disturbance may be expected to affect not only mean trends in RAI but also its statistical distribution. For example, a reduction in mean RAI of Darwin's fox could be attained through three non-exclusive mechanisms: (1) similar decrement throughout its spatial distribution range, without effect on its variance, (2) a decrease in its incidence without changes in its RAI where it is present (i.e. increased population fragmentation), thus increasing variance, or (3) a decrease on the frequency of highly favorable sites with very high RAI (e.g., colonizers' sources), thus decreasing variance and bias. Common modeling techniques focused just on analyzing central trends (e.g., generalized linear models) cannot differentiate among these mechanisms and may not be valid due to variance heterogeneity. Thus, in addition to the previously mentioned analyses, we simultaneously accounted for effects on central trend, variance and bias of Darwin's fox RAI modeling its conditional distribution using quantile regression models (QRM; Cade and Noon, 2003; Austin, 2007) for three characteristic quantiles (τ): 0.25 (1 st quartile), 0.5 (median), and 0.75 (3rd quartile). Differences in the response of two or more quantiles are indicative of effects on variance and/or bias of the distribution of RAI values.

The distribution of detection rate values of both Darwin's fox and domestic dogs was highly skewed, with many small and a few high to very high values. In addition, exploratory scatter-plots of fox detection rate against the two indicators of human disturbance suggested concave relationships. Thus, in order to improve reliabil-

ity in parameter estimation (i.e. to reduce potential bias due to few values with high leverage), and to account for potential non-linear relationships, detection rate values of Darwin's foxes and dogs were log-transformed. This implied an exponential association between Darwin's fox detection rate and forest cover, and a power (i.e. log-log) relationship between the former and dog detection rate. In each case, the performance of models including all possible combinations of region (i.e. Coastal Range vs. Chiloé Island) and forest cover or dog detection rate and their first order interactions were compared using Akaike's information criterion corrected for small sample size (AICc; Burnham and Anderson, 2002). To reduce bias in parameter estimation associated to the high observed variability in sample effort (eff) among localities, models were fitted using $\log(\text{eff})$ as a weighting factor. Modeling was performed with the quantreg package (Koenker, 2016) for the R programming environment (R Core Team, 2016).

Finally, we analyzed the monitoring data from the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park using single season, single species occupancy models (Mackenzie et al., 2002). Considering the spacing of cameras relative to home range size and especially the possibility that the closure assumption may have not been met, we interpreted our results as use rather than occupancy (see Mackenzie and Nichols, 2004; Efford and Dawson, 2012; Rovero et al., 2013). Survey occasions were built considering periods of 5 days each, as commonly done (e.g., Burton et al., 2015; Gálvez et al., 2016). The number of survey occasions per camera ranged from 2 to 15 in 2015 and from 1 to 15 in 2016, depending on the number of days each camera was operative. Given the relatively small number of records available, we did not attempt to fit covariates to the detection or to the occupancy components of the model, therefore we did not conduct model selection. We estimated occupancy (in this case use) and probability of detection using the software Presence 11.7 (Hines, 2006). The data—53 and 77 camera sites for 2015 and 2016 respectively—was truncated at day 30 (up to 6 survey occasions per camera), as planned in the monitoring program of the Valdivian Coastal Reserve (Silva-Rodríguez et al., 2015b), as well as at day 75 (up to 15 survey occasions per camera).

Results

Darwin's fox surveys along the coastal range

Darwin's fox was recorded at 14 out of 30 sites (Fig. 1), including 42.1% of the sites surveyed in mainland and 54.5% in Chiloé Island. Records were distributed throughout Chiloé Island, but were less common at the most intervened and densely populated north-eastern portion of the island (Fig. 1). On the other hand, Darwin's fox records in mainland were mostly concentrated in the northern portion of the sampled Coastal Range and a single locality at the southern extreme (Fig. 1). Domestic dogs were detected in 73.7% of the mainland and 45.5% of the Chiloé sites surveyed. Dogs were detected in 75% of the sites where Darwin's fox was detected in mainland and in none of the sites where the foxes were detected in Chiloé. Further, in two thirds of the sites where both species were detected, dogs were recorded at the same camera-trap stations where Darwin's fox was recorded (Table S1).

Table 2

Estimates of Darwin's fox use (Ψ) of areas associated to roads, probability of detection (p) and their respective 95% confidence intervals (CI) obtained under two different criteria for data truncation. Proportion of cameras that obtained Darwin's fox records (Ψ_{Naive}) is also shown. Data for 2015 ($n = 53$) includes only the Valdivian Coastal Reserve, whereas 2016 data ($n = 77$) also includes the Alerce Costero National Park.

Year	Data truncated at day 30					Data truncated at day 75				
	Ψ_{Naive}	Ψ	CI (Ψ)	p	CI(p)	Ψ_{Naive}	Ψ	CI (Ψ)	p	CI(p)
2015	0.09	0.10	0.04 – 0.22	0.43	0.26 – 0.63	0.11	0.12	0.06 – 0.25	0.27	0.17 – 0.40
2016	0.08	0.15	0.04 – 0.42	0.12	0.03 – 0.34	0.08	0.15	0.05 – 0.41	0.08	0.02 – 0.24

Table 1

Quantile-regression model selection for the detection rate of Darwin's fox (Fox , log-transformed) in relation to region ($Region$: Coastal Range vs. Chiloé Island) and two proxies of human disturbance: forest cover ($Forest$) and detection rate of domestic dogs (Dog , log-transformed). The response was assessed for a set of three quantiles (τ) of the conditional distribution of observed data: 0.25, 0.50, and 0.75. Due to high co-linearity no model assessed simultaneously the effects of $Forest$ and Dog , nor their interaction. For each value of τ , the best performing model (bold case) was assessed according to the Akaike's Information Criterion (AICc) corrected for small sample size. The number of fitted parameters (k) is also shown.

Model	k	AICc		
		$\tau = 0.25$	$\tau = 0.50$	$\tau = 0.75$
<i>Fox</i> ~ <i>Region</i> + <i>Dog</i> + <i>Region</i> × <i>Dog</i>	4	35.37	47.66	52.54
<i>Fox</i> ~ <i>Region</i> + <i>Dog</i>	3	36.40	53.71	61.77
<i>Fox</i> ~ <i>Dog</i>	2	33.83	53.71	71.11
<i>Fox</i> ~ <i>Region</i> + <i>Forest</i> + <i>Region</i> × <i>Forest</i>	4	35.92	46.19	53.96
<i>Fox</i> ~ <i>Region</i> + <i>Forest</i>	3	36.40	52.67	59.65
<i>Fox</i> ~ <i>Forest</i>	2	33.83	52.82	70.13
<i>Fox</i> ~ <i>Region</i>	2	33.83	52.44	63.17
<i>Fox</i> ~ 1 (null model)	1	31.48	52.56	77.84

Correlates of Darwin's fox photographic rates

Darwin's fox photographic rate was positively correlated to forest cover ($r_s = 0.523$, $S = 1394.4$, $p = 0.006$) and negatively correlated to domestic dogs' detections ($r_s = -0.638$, $S = 4790.4$, $p < 0.001$). However, forest cover was also negatively correlated to dog detection rate ($r_s = -0.500$, $S = 4387.8$, $p = 0.009$). Finally, for those sites where Darwin's fox was detected, detection rates were higher in Chiloé Island (Median: 8.9 records/100 trap days; Q_1 : 2.3; Q_3 : 10.5) than in mainland (Median: 0.3 records/100 trap days; Q_1 : 0.2; Q_3 : 1.3) and their distributions differed ($W = 32$, $p = 0.018$).

The conditional distribution of detection rate of Darwin's fox varied with both indicators of human disturbance. However, the response differed among percentiles of the conditional distribution and interacted with region, suggesting changes in its variance and/or bias that differed between mainland and Chiloé Island. Overall, models for the lower quartile showed little or no response to either dog detection rate or forest cover. Higher τ -values show more marked non-linear negative responses to dog detection rates and positive responses to forest cover, showing higher variance and bias, and reaching very high fox detection rates only in Chiloé Island (Fig. 2). In the mainland's Coastal Range detection rates were low, independent of human disturbance. Model selection sustain these patterns with higher support for the null (i.e. intercept only) model for $\tau = 0.25$, an effect of region plus its interaction with forest cover for $\tau = 0.5$ and an effect of region plus its interaction with dog detection rate for $\tau = 0.75$ (Table 1).

Monitoring in the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park

In 2015, we detected Darwin's foxes in 11.3% of the camera-sites, whereas in 2016, we detected foxes in 7.8% of them (data truncated at day 75, see Table 2). For 2016, this considers 5.3% of the cameras set in the Valdivian Coastal Reserve and 15.0% of the cameras set in the Alerce Costero National Park. However, in 2016

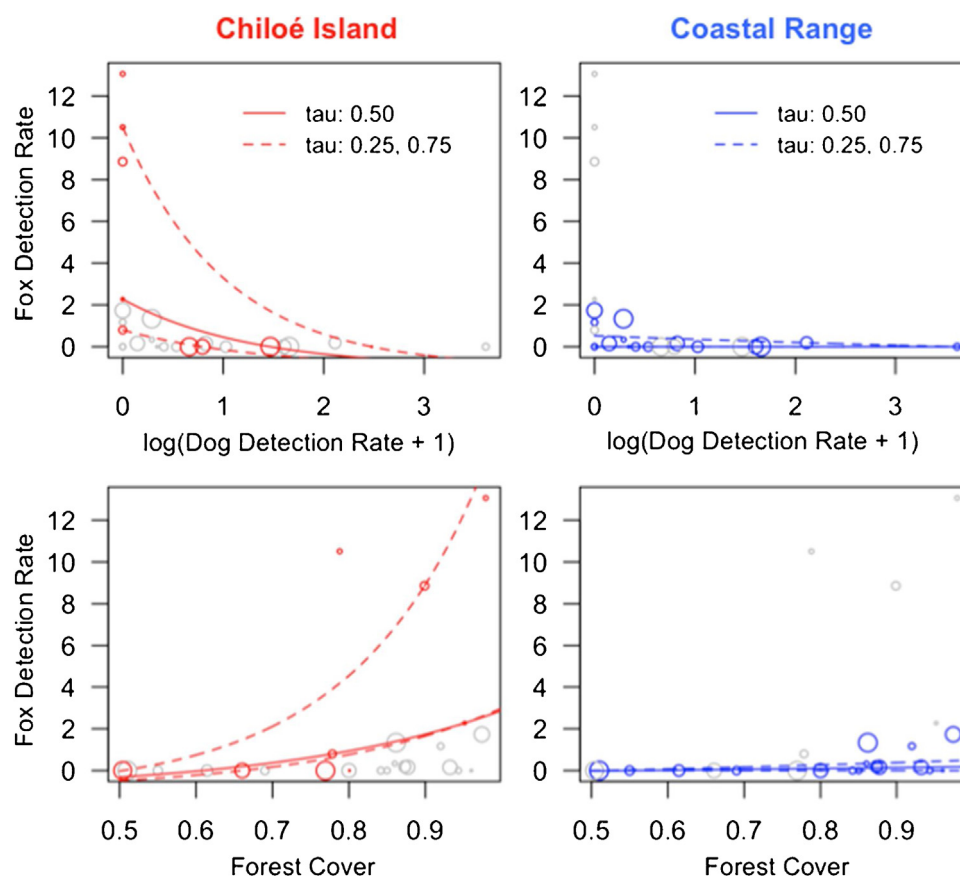


Fig. 2. Association between Darwin's fox detection rate, and the interaction between region (Chiloé Island vs. Coastal Range) and two indicators of human disturbance: dog detection rate (above) and forest cover (below). Lines represent predictions from quantile regression models fitted for the median ($\tau=0.5$), and the 1st and 3rd quartiles ($\tau=0.25$ and 0.75 , respectively) of the conditional distribution of observed data. For visualization purposes, point size is shown as proportional to $\log(\text{eff}/200)$, where eff represents sampling effort. For clarity, results are shown separately for localities in Chiloé Island (left, red) and the Coastal Range (right, blue) (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article).

(but not 2015) the bait had been consumed—likely by wasps—at the moment of moving the cameras, and therefore it was not surprising that the probability of detection was very low (8.0%, CI: 2.3–24.4%, data of both protected areas pooled) compared to 2015 (27.1%, CI: 17.0–40.2%). When accounting for probability of detection, we estimated that foxes used 12.3% (CI: 5.6–24.9%) of areas surrounding roads in 2015 and 15.5% (CI: 4.6–40.9%) in 2016. Note that 2015 only includes the Valdivian Coastal Reserve, whereas 2016 also includes the Alerce Costero National Park. Truncating the data at 30 days, as planned in the monitoring program (Silva-Rodríguez et al., 2015b), yielded similar results (Table 2).

Discussion

Our results support our previous findings concerning the presence of the Darwin's fox in the Valdivian Coastal Range (Farias et al., 2014) and provide evidence of its presence approximately 160 km to the south of the previously described mainland locations (site 19, Fig. 1). The information on this new record was previously used to assess the Darwin's fox conservation status (see Silva-Rodríguez et al., 2016). We did not obtain Darwin's fox records in six locations between the Bueno River and Maullín. However, most of these sites were highly altered, as indicated by relatively high dog detection rates and/or lower forest cover (locations 12–17 in Table S1), variables that appear important in predicting Darwin's fox presence (Moreira-Arce et al., 2015, Fig. 2). In some of these locations, local people spontaneously described the presence of three different foxes, two clearly corresponding to the culpeo (*L. culpaeus*) and

chilla (*L. griseus*) foxes, and a fox with characteristics suggestive of Darwin's fox. Unfortunately, those sites where the latter fox was said to be present could not be surveyed due to logistic constraints. A similar type of evidence was available for Chaihuín (Vilà et al., 2004) more than a decade before we obtained the first records for the area (Farias et al., 2014). Therefore, Darwin's fox is likely to be present in the Coastal Range between Bueno River and Maullín, but likely in less perturbed areas than the sites we sampled. Clearly, the area occupied by the Darwin's fox is much larger than previously thought, and future surveys could confirm the presence of the species in sites where the fox is currently considered as potentially extant—such as those already mentioned—as well as in new sites (see Silva-Rodríguez et al., 2016).

The data currently available suggest that human perturbation affects negatively Darwin's foxes. Here we used forest cover and domestic dog detection rate as proxies for human perturbation, and we found that these were positively and negatively correlated to Darwin's fox detection rate respectively. In other words, we detected less Darwin's fox activity in areas with more dogs or less forest, particularly in Chiloé Island. These findings are similar to those previously reported for the species in the Nahuelbuta mountain range (Moreira-Arce et al., 2015). However, we cannot separate the effects of these variables because they were correlated (i.e., dog detection rate was higher at lower forest cover). Furthermore, dogs are associated to people (e.g., Silva-Rodríguez et al., 2010; Silva-Rodríguez and Sieving, 2012; Sepúlveda et al., 2015) and people may kill carnivores, including foxes (Silva-Rodríguez et al., 2009; Stowhas, 2012). However, although we cannot separate the rela-

tive importance of each of these variables on the detection rates of Darwin's fox, there are some important insights regarding these threats that need to be taken into consideration. First, the data currently available provides consistent evidence that forest loss affects negatively Darwin's fox. In addition to the negative association between fox detection rate and forest cover observed in Chiloé Island (Fig. 2), we did not obtain Darwin's fox records in eucalyptus plantations during the monitoring despite a cumulative effort of over 1600 camera days between 2015 and 2016 (although we have recorded them in the past, Farias et al., 2014). Therefore, our data suggest that, as reported in the Nahuelbuta mountain range (Moreira-Arce et al., 2015), Darwin's foxes are highly associated to native forest. Second, as previously suggested (Silva-Rodríguez et al., 2016), we found evidence of dogs in almost every protected area surveyed within Darwin's fox distribution. Even more concerning is the fact that we detected dogs in three quarters of the mainland sites where Darwin's fox was detected. Then, the scope of this threat for the known Darwin's fox localities in the mainland's Coastal Range should be classified as very high (see Foundation of Success, 2009). Aside from the fact that dogs can kill Darwin's foxes (e.g., D'Elia et al., 2013), and may influence negatively their use of space (Moreira-Arce et al., 2015), as also reported for other foxes (e.g., Silva-Rodríguez et al., 2010; Vanak and Gompper, 2010), there is a clear disease risk associated to the observed co-occurrence (see also Table S1). For example, relatively high exposure to canine distemper virus, a pathogen that has been often linked to catastrophic declines in canids (e.g., Alexander and Appel, 1994; Timm et al., 2009; Goller et al., 2010), is common in dog populations in southern Chile (e.g., Sepúlveda et al., 2014; Acosta-Jamett et al., 2015) and therefore considered an important threat for the species (Silva-Rodríguez et al., 2016). Summarizing, our data suggest that (1) Darwin's foxes are highly associated to native forest and its loss has likely affected this species throughout its distribution, and (2) the widespread presence of dogs in sites with confirmed Darwin's fox presence in the mainland's Coastal Range represents a major concern.

Darwin's fox is both rare and elusive. Rarity is defined by distribution range, habitat specificity and local abundances (Rabinowitz, 1981; Yu and Dobson, 2000) and Darwin's fox meets all three criteria (Cofre and Marquet, 1999). Darwin's fox has a restricted range (Silva-Rodríguez et al., 2016), is associated to native forest (Moreira-Arce et al., 2015) and its abundance seems to be low (Jiménez, 2007). This later point deserves attention, as the only density estimation available in the literature yielded 0.92 foxes/km² in a site in Chiloé Island (Jiménez, 2007). Although we cannot estimate density from our dataset, the detection rate of Darwin's fox at suitable sites was significantly lower in mainland than in Chiloé Island (Fig. 2). We hypothesize that these differences are explained by differences in densities. Differences in local abundances, as well as elusiveness, could explain why it took so long to discover the Valdivian population (Vilà et al., 2004; D'Elia et al., 2013; Farias et al., 2014) relative to the Chiloé population (Martin, 1837). However, although detection rate has been shown in some studies to correlate well with density (Rovero and Marshall, 2009) and the differences observed between mainland and Chiloé Island were very high, an alternative hypothesis that we cannot discard is that variation in these indices could be caused by differences in detectability (see Jennelle et al., 2002; Sollmann et al., 2013). Density estimations are needed to address these uncertainties.

In addition to rarity, Darwin's foxes appear to be very elusive. In the Valdivian range, we found big differences in probability of detection between 2015 and 2016. In 2015, probability of detection was high and the difference between the naïve and the corrected use estimates was minimal (Table 2). However, in 2016 the difference between naïve and corrected estimates was important. During this season, probability of detection conditional on pres-

ence dropped to 8% per sampling occasion (Table 2). This is a clear example of the potential inconsistencies associated to the use of naïve occupancy as an indicator, and the importance of being able to account for imperfect detection (see also Mackenzie et al., 2002; Mackenzie, 2006). However, low probability of detection leads to high uncertainty in the estimates (see confidence intervals for 2016, Table 2) and may limit the ability to detect temporal changes. As suggested by other authors (e.g., Gálvez et al., 2016) efforts must be made to increase probability of detection therefore reducing uncertainty in the estimates.

The conservation of the Darwin's fox poses interesting challenges. On one hand, there are important knowledge gaps that need to be fulfilled including among them clarifying the distribution and population size of the species (Silva-Rodríguez et al., 2016), something difficult to attain given the cryptic nature of this canid. Meanwhile, conservation actions have to be implemented with the best information available. The monitoring efforts here reported, as well as interventions involving dog management (e.g., vaccination) and environmental education have been formally included in the management plan of the Valdivian Coastal Reserve after the discovery of the foxes (Silva-Rodríguez et al., 2015a), and have been also implemented in the Alerce Costero National Park. In addition, some fundamental conservation actions have been implemented in the last two decades; even before the Valdivian Darwin's fox population was known. Maybe the most important is the creation of public and private protected areas within the distribution range of the species. Less than two decades ago, there was only around 630 km² protected along the coastal range and Chiloé Island (Smith-Ramírez, 2004). Several protected areas have been created since then, including some occupied by Darwin's foxes. For example, in mainland, the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park as a whole protect c. 750 km² (see CONAF, 2014; Silva-Rodríguez et al., 2015a). Less than two decades ago only 120 km² (of these 750 km²) were under protection (see Alerce Costero National Monument and Valdivia National Reserve in Smith-Ramírez, 2004). Similarly, in Chiloé Island, Tantauco Park protects 1180 km² (see <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/conservacion-privada/>). The establishment and management of these and other protected areas is an important advance for Darwin's fox conservation. For example—in addition to the actions stated above—the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park are conducting joint efforts to prevent fires according to their respective management plans (CONAF, 2014; Silva-Rodríguez et al., 2015a), and the Valdivian Coastal Reserve is working on native forest restoration (Little and Lara, 2010; Smith-Ramírez et al., 2015). However, as shown in this manuscript, important threats such as domestic dogs are present in most of the sites where Darwin's fox has been detected in mainland, and in addition, forest loss is ongoing (see Echeverría et al., 2012; Miranda et al., 2015; Zamorano-Elgueta et al., 2015). Although it is very clear that more research is needed to inform Darwin's fox conservation, it is time to implement conservation actions and use the information already available.

Acknowledgements

This article is dedicated to the memory of our friend and colleague Don Omar Ponce, a great park ranger, and a better person.

Work in the Valdivian Coastal Reserve and Alerce Costero National Park is part of the Monitoring Programs of both protected areas. The use of the monitoring datasets was authorized by The Nature Conservancy and CONAF, respectively. Monitoring in the Valdivian Coastal Reserve was funded by Parc Zoologique de Paris, Museum National d'Histoire Naturelle; The Nature Conservancy and BHP Billiton; and Universidad Andrés Bello (UNAB

DI-382-13/R). We thank the support of L. Pezoa, S. Zamorano and A. Almonacid. Parc Zoologique de Paris, Museum National d'Histoire Naturelle, and previous grants by Panthera, Cleveland Metroparks Zoo and the Cleveland Zoological Society, Idea Wild and the U.S. Fish and Wildlife Service, Wildlife Without Borders Program (96200-0-G293) provided funding for camera-traps used in the monitoring programs. Work in the remaining sites was possible through permits and logistic support from CONAF (Alerce Costero and Chiloé National Parks), SAG, Arauco, Masisa, Fundación Senda Darwin, J. M. Fariña, and stakeholders and administrators of Oncol Park, Mapu-Lahual Indigenous Areas, The Cliffs Preserve, El Maqui ranch, and Tantauco Park. Grants FONDECYT-3090005, FONDECYT-11110027, IdeaWild, and FB-0002-2014 (CAPES) supported AAF. O. Ponce, L. Pezoa, J. Jara, T. Saratscheff, N. Díaz, N. Jordán, S. Castillo, N. Glade, G. Carrasco, K. Ivelic, F. Fuentes, P. Zucolillo, P. Barría, C. Díaz, M. Duclos and F. Alfaro participated in fieldwork here reported. We thank the comments by the editor F. Ferreti and two anonymous reviewers that helped to improve this manuscript.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at doi:<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.003>.

References

- Acosta-Jamett, G., Surot, D., Cortés, M., Marambio, V., Valenzuela, C., Vallverdu, A., Ward, M.P., 2015. Epidemiology of canine distemper and canine parvovirus in domestic dogs in urban and rural areas of the Araucanía region in Chile. *Vet. Microbiol.* 178 (3), 260–264.
- Alexander, K.A., Appel, M.J., 1994. African wild dogs (*Lycaon pictus*) endangered by a canine distemper epizootic among domestic dogs near the Masai Mara National Reserve, Kenya. *J. Wildl. Dis.* 30 (4), 481–485.
- Austin, M., 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecol. Model.* 200 (1), 1–19.
- Barichivich, J., Thesis 2005. Muerte apical episódica en bosques de alerce (*Fitzroya cupressoides* [Mol.] Johnston) de la Cordillera de la Costa de Valdivia. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach, second ed. Springer-Verlag, New York.
- Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E., Boutin, S., 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *J. Appl. Ecol.* 52 (3), 675–685.
- Cabellero, J., Altet, L., Napolitano, C., Sastre, N., Hidalgo, E., Dávila, J.A., Millán, J., 2013. Survey of infectious agents in the endangered Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*): High prevalence and diversity of hemotropic mycoplasmas. *Vet. Microbiol.* 167, 448–454.
- Cade, B.S., Noon, B.R., 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Front. Ecol. Environ.* 1 (8), 412–420.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., MacDougall, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R., Shahrudin, W.N., 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4 (01), 75–79.
- Cofre, H., Marquet, P.A., 1999. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biol. Conserv.* 8 (1), 53–68.
- CONAF, 2014. Plan de Manejo Parque Nacional Alerce Costero. Documento Operativo. Departamento de Planificación y Desarrollo, Gerencia de Áreas Silvestres Protegidas, Corporación Nacional Forestal (CONAF), Chile.
- D'Elia, G., Orloff, A., Sánchez, P., Guíñez, B., Varas, V., 2013. A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 86, 485–488.
- Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Coomes, D., Rey-Benayas, J.M., 2012. How landscapes change: integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Appl. Geogr.* 32 (2), 822–831.
- Efford, M.G., Dawson, D.K., 2012. Occupancy in continuous habitat. *Ecosphere* 3 (4), 1–15.
- Fariás, A.A., Jaksic, F.M., 2011. Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloé Island, Chile. *J. Anim. Ecol.* 80 (4), 809–817.
- Fariás, A.A., Sepúlveda, M.A., Silva-Rodríguez, E.A., Eguren, A., González, D., Jordán, N.I., Ovando, E., Stowhas, P., Svensson, G.L., 2014. A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 87 (3), <http://dx.doi.org/10.1186/0717-6317-87-3>.
- Foundations of Success, 2009. Conceptualizing and planning conservation projects and programs: a training manual. Foundations of Success, Bethesda, Maryland.
- Fox, J., 2005. The R commander: a basic statistics graphical user interface to R. *J. Stat. Softw.* 14 (9), 1–42.
- Gálvez, N., Guillera-Aroita, G., Morgan, B.J., Davies, Z.G., 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biol. Conserv.* 204, 350–359.
- Goller, K.V., Fyumagwa, R.D., Nikolin, V., East, M.L., Kilewo, M., Speck, S., Wibbelt, G., 2010. Fatal canine distemper infection in a pack of African wild dogs in the Serengeti ecosystem, Tanzania. *Vet. Microbiol.* 146 (3), 245–252.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853.
- Hines, J.E., 2006. PRESENCE2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.
- Jennelle, C.S., Runge, M.C., MacKenzie, D.I., 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Anim. Conserv.* 5 (2), 119–120.
- Jiménez, J.E., 2007. Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *J. Zool.* 271 (1), 63–77.
- Jiménez, J.E., McMahon, E., 2004. *Pseudalopex fulvipes*. In: Sillero-Zubiri, C., Hoffmann, M., Macdonald, D.W. (Eds.), *Carnids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs*. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 50–55.
- Koenker, R., 2016. Quantreg: Quantile Regression. R package version 5.29. <https://CRAN.R-project.org/package=quantreg>.
- Little, C., Lara, A., 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque* 31 (3), 175–178.
- Little, C., Cuevas, J.G., Lara, A., Pino, M., Schoenholtz, S., 2015. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. *Ecology* 8 (7), 1205–1217.
- MacKenzie, D.I., 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *J. Wildl. Manage.* 70 (2), 367–374.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Anim. Biodivers. Conserv.* 27 (1), 461–467.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew Royle, J., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83 (8), 2248–2255.
- Martin, W., 1837. Observations upon a new fox from Mr. Darwin's collection (*Vulpes fulvipes*). *P. Zool. Soc. Lond.* 5, 11–12.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F., Lara, A., 2015. Different times, same story: native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Appl. Geogr.* 60, 20–28.
- Moreira-Arce, D., Vergara, P.M., Boutin, S., 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *Plos One* 10 (9), e0137854.
- Moreira-Arce, D., Vergara, P.M., Boutin, S., Carrasco, G., Briones, R., Soto, G.E., Jiménez, J.E., 2016. Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. *For. Ecol. Manag.* 369, 135–143.
- Moses, L.E., 2005. Wilcoxon-Mann-Whitney test. In: *Encyclopedia of Biostatistics*, <http://dx.doi.org/10.1002/0470011815.b2a15178>.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F., Wibisono, H.T., 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Anim. Conserv.* 6, 131–139.
- Otavo, S., Echeverría, C., 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspots mundiales de biodiversidad. *Rev. Mex. Biodivers.* 88, 924–935. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>.
- R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <https://www.R-project.org/>.
- Rabinowitz, D., 1981. Seven forms of rarity. In: Synge, H. (Ed.), *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*. John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 205–217.
- Rovero, F., Marshall, A.R., 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *J. Appl. Ecol.* 46 (5), 1011–1017.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., Meek, P., 2013. Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix* 24 (2), 148–156.
- Sanderson, J., Harris, G., 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *J. Indonesian Nat. Hist.* 1 (1), 11–19.
- Sepúlveda, M.A., Singer, R.S., Silva-Rodríguez, E.A., Eguren, A., Stowhas, P., Pelican, K., 2014. Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. *EcoHealth* 11 (3), 409–419.
- Sepúlveda, M.A., Pelican, K., Cross, P., Eguren, A., Singer, R.S., 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mamm. Biol.* 80, 290–297.
- Silva-Rodríguez, E.A., Sieving, K.E., 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biol. Conserv.* 150 (1), 103–110.
- Silva-Rodríguez, E.A., Soto-Gamboa, M., Ortega-Solís, G.R., Jiménez, J.E., 2009. Foxes, people and hens: human dimensions of a conflict in a rural area of southern Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 82, 375–386.

- Silva-Rodríguez, E.A., Ortega-Solís, G.R., Jiménez, J.E., 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Aust. Ecol.* 35, 765–777.
- Silva-Rodríguez, E.A., Sepúlveda, M.A., Duarte, C., Stowhas, P., García-Vera, C., Cruz, E., Travieso, G., Zorondo-Rodríguez, F., Alfonso, A., Godoy, M., Andrade, A., Osman, L., Pezoa, L., Zamorano, S., Poveda, P., Almonacid, A., 2015a. Plan de Manejo, Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.
- Silva-Rodríguez, E.A., Sepúlveda, M., Duarte, C., Cruz, E., Travieso, G., Zorondo-Rodríguez, F., Alfonso, A., Norambuena, H., Godoy, M., Andrade, A., Osman, L., Pezoa, L., Zamorano, S., Poveda, P., Almonacid, A., 2015b. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015–2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.
- Silva-Rodríguez, E., Farias, A., Moreira-Arce, D., Cabello, J., Hidalgo-Hermoso, E., Lucherini, M., Jiménez, J., 2016. *Lycalopex fulvipes*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41586A70871, Accessed 05 July 2016.
- Smith-Ramírez, C., 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiv. Conserv.* 13 (2), 373–393.
- Smith-Ramírez, C., González, M.E., Echeverría, C., Lara, A., 2015. Estado actual de la Restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *An. Inst. Patagonia* 43, 11–21.
- Stowhas, P., 2012. Análisis del conflicto entre carnívoros silvestres y campesinos en el sur de Chile. Thesis. Universidad Mayor, Santiago de Chile, Chile.
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., Wilting, A., 2013. Risky business or simple solution - relative abundance indices from camera-trapping. *Biol. Conserv.* 159, 405–412.
- Timm, S.F., Munson, L., Summers, B.A., Terio, K.A., Dubovi, E.J., Rupprecht, C.E., Kapil, S., Garcelon, D.K., 2009. A suspected canine distemper epidemic as the cause of a catastrophic decline in Santa Catalina Island foxes (*Urocyon littoralis catalinae*). *J. Wildl. Dis.* 45 (2), 333–343.
- Vanak, A.T., Gompper, M.E., 2010. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *J. Appl. Ecol.* 47 (6), 1225–1232.
- Vilà, C., Leonard, J.A., Iriarte, A., O'Brien, S.J., Johnson, W.E., Wayne, R.K., 2004. Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. *Anim. Conserv.* 7 (2), 147–153.
- Yu, J., Dobson, F.S., 2000. Seven forms of rarity in mammals. *J. Biogeogr.* 27 (1), 131–139.
- Zamorano-Elgueta, C., Benayas, J.M.R., Cayuela, L., Hantson, S., Armenteras, D., 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *For. Ecol. Manag.* 345, 10–20.
- Zar, J.H., 2005. Spearman rank correlation. In: Encyclopedia of Biostatistics., <http://dx.doi.org/10.1002/0470011815.b2a15150>.

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/332234061>

Avances en la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa Valdiviana

Chapter · July 2019

CITATIONS

2

READS

615

8 authors, including:



Eduardo A. Silva-Rodriguez
Universidad Austral de Chile

49 PUBLICATIONS 1,430 CITATIONS

SEE PROFILE



Patricio Contreras
Corporación Nacional Forestal

14 PUBLICATIONS 40 CITATIONS

SEE PROFILE



O. Alejand Aleuy
University of Notre Dame

32 PUBLICATIONS 320 CITATIONS

SEE PROFILE



Constanza Napolitano
Universidad de Los Lagos

83 PUBLICATIONS 847 CITATIONS

SEE PROFILE

Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile.
 (C. Smith-Ramírez y F.A. Squeo, eds)
 Editorial Universidad de Los Lagos (2019): 361-382

18. Avances en la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa Valdiviana

*Advances for the conservation of threatened mammals
in the Valdivian Coastal Range*

EDUARDO A. SILVA-RODRÍGUEZ, LILIANA PEZOA, PATRICIO
 CONTRERAS, ERWIN OVANDO, DANILO GONZÁLEZ, O.
 ALEJANDRO ALEUY, CONSTANZA NAPOLITANO, MAXIMILIANO A.
 SEPÚLVEDA

Abstract

During the last decade, knowledge about threatened and endemic mammals in the Valdivian Coastal Range has experienced significant progress. Advances include the discovery of a new Darwin's fox population, and a growing understanding of the threats that imperil native species. One of these is the problem of free-ranging rural dogs. Dogs harass and prey on wildlife, leading to lethal and non-lethal effects that contribute to shaping the space use of native species, such as the pudu. Other threats include land cover change, forest degradation due to cattle, invasive species, retaliatory mortality of carnivores and free-ranging cats. Progress includes efforts to plan and implement conservation actions in two protected areas, considering three mammals (Darwin's fox, guiña and pudu) as a conservation target. The implementation of conservation strategies through the coordination of a public and a private protected area, as well as other stakeholders, is an important advance. However, a better integration between conservation practice and research is required to address the emerging challenges associated with the conservation of wild mammals in the Chilean Coastal Range.

Keywords: Conservation planning, *Leopardus guigna*, *Lycalopex fulvipes*, *Pudu puda*, wildlife monitoring

18.1 Introducción

Desde la publicación de la primera edición de este libro (Smith-Ramírez *et al.*, 2005), se han producido importantes avances en el conocimiento y en la conservación de la biodiversidad de la Cordillera de la Costa de Chile (ver Prólogo Smith-Ramírez *et al.*, en este libro). Uno de los grupos que ha tenido un avance considerable en términos de conocimiento son los mamíferos, especialmente aquellos de mayor tamaño. El advenimiento de nuevas tecnologías, particularmente las trampas cámara, ha permitido comenzar a responder preguntas que antes difícilmente podían ser abordadas como, por ejemplo, el enigma que representaba la distribución del zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*, Farías *et al.*, 2014; Silva-Rodríguez *et al.*, 2018; Jiménez, este libro, ver también D'Elía *et al.*, 2013). Adicionalmente, se ha avanzado en comprender como responden especies que tienen alta prioridad de conservación a diversas amenazas, tales como cambios de uso de suelo, presencia de especies domésticas e invasoras, etc. (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014a; Moreira-Arce *et al.*, 2015). Por último, el significativo incremento de trabajos que integran ecología e información provista por actores locales ha permitido indagar en aspectos socio-económicos y culturales, como causas últimas de los problemas que afectan a la biodiversidad (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Gálvez *et al.*, 2018).

En este capítulo presentamos una revisión de los principales avances tanto en el conocimiento como conservación de algunas especies de mamíferos presentes en la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos. En esta zona ocurrieron algunas de las mayores tragedias ambientales del bosque chileno, incluyendo incendios que afectaron a parte importante de los bosques de alerce (*Fitzroya cupressoides*) (Lara *et al.*, 1999), explotación maderera intensiva con fines industriales y finalmente la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales durante las décadas de 1980 y 1990 (Farías y Tecklin, 2003; Godoy y Adán, 2006).

Afortunadamente, algunas de las principales iniciativas de sustitución del bosque nativo fracasaron, dando paso a una nueva etapa dominada por proyectos de conservación (Godoy y Adán,

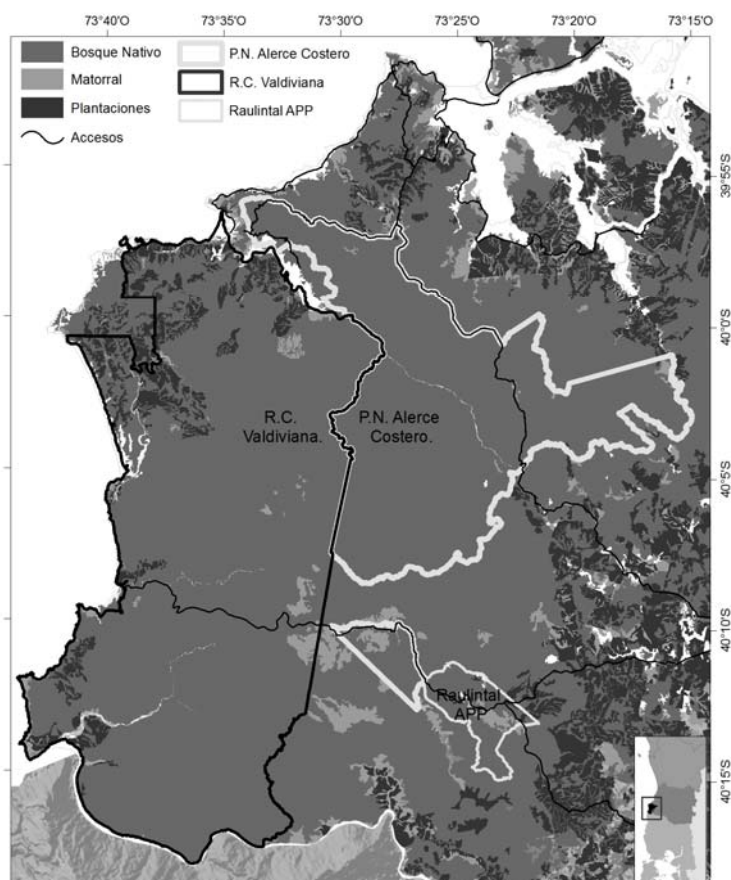


Figura 1. Ubicación de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. Se indica también la ubicación del Área Privada Protegida Raulintal y los principales usos de suelo acorde a CONAF (2014b).

2006). Hoy una proporción importante de estos sitios son parte de un área protegida privada, la Reserva Costera Valdiviana (50.808 ha), y de otra pública, el Parque Nacional Alerce Costero (24.694 ha), administradas por The Nature Conservancy (TNC) y la Corporación Nacional Forestal (CONAF), respectivamente (CONAF, 2014a; Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a; Fig. 1).

18.2 Mamíferos de la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión

En la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión se ha realizado un importante esfuerzo de muestreo de mamíferos, principalmente ligado a líneas de base (e.g., Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b), proyectos de investigación (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; Meynard *et al.*, 2014) y al monitoreo de las áreas protegidas (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2015b). Excluyendo a los mamíferos marinos (pero no al chungungo, *Lontra felina*), el listado de mamíferos nativos de la zona asciende a 24 especies (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a; Tabla 1). El orden mejor representado es Carnívora (9 especies), seguido por Rodentia (7 especies) y Chiroptera (5 especies, ver Tabla 1). Seis especies de mamíferos se encuentran amenazadas (i.e., Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico) según la clasificación vigente en Chile¹ y cuatro globalmente amenazadas de acuerdo a IUCN (2018). La presencia de la mayor parte de estas especies es conocida desde hace más de una década (e.g., Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b). Esto incluye especies difíciles de detectar tales como la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) cuya presencia fue registrada durante las líneas base realizadas en el año 2005 (Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a). Una de las especies de mayor prioridad de conservación, el zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*), no fue registrada sino hasta el año 2012 (Fariás *et al.*, 2014).

Los primeros intentos por encontrar al zorro de Darwin en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos (y Los Lagos) fueron reportados por Vilà *et al.* (2004). Si bien no se obtuvieron registros confirmados de ejemplares vivos, Vilà *et al.* (2004) reportaron el hallazgo de una piel de zorro de Darwin en la localidad de Chan-Chan (comuna de Mariquina) y narraciones locales consistentes con la presencia de este cánido, tanto para Chan-Chan como para Chaihuín.

¹ Se incluye hasta el proceso de Clasificación N°14 (actualizado en 2018), en base al Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) del Ministerio de Medio Ambiente (disponible en <http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/listado-especies-nativas-segun-estado-2014.htm>, último acceso 5 de abril, 2019).

Tabla 1. Especies de mamíferos nativos registradas en la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión (Tabla modificada a partir del Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana, Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). Se presentan los estados de conservación en todo su rango de distribución acorde a IUCN (2018) y dentro del territorio chileno según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) del Ministerio de Medio Ambiente (hasta el proceso de clasificación 14 del 2018, disponible en <http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies>). También se indican algunas de las fuentes que reportan la presencia de estas especies en el área.

Orden	Especie	Nombre común	Estado de conservación*		Fuente
			IUCN	RCE	
Familia					
Carnívora					
Canidae	<i>Lycalopex culpaeus</i>	Zorro culpeo	LC	LC	1
	<i>Lycalopex fulvipes</i>	Zorro de Darwin	EN	EN	2, 3
Felidae	<i>Lycalopex griseus</i>	Zorro chilla	LC	LC	1, 2, 4
	<i>Leopardus guigna</i>	Güiña	VU	VU	1, 2, 4
	<i>Puma concolor</i>	Puma	LC	NT	1, 2, 4
Mephitidae	<i>Conepatus chinga</i>	Chingue	LC	LC	1, 2, 4
Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	Quique	LC	LC	2
	<i>Lontra felina</i>	Chungungo	EN	VU	1, 5
	<i>Lontra provocax</i>	Huillín	EN	EN	1, 6
Cetartiodactyla					
Cervidae	<i>Pudu puda</i>	Pudú	NT	VU	1, 2, 4
Microbiotheria					
Microbiotheridae	<i>Dromiciops gliroides</i>	Monito del Monte	NT	NT	1, 2, 7
Paucituberculata					
Caenolestidae	<i>Rhyncholestes raphanurus</i>	Comadreja trompuda	NT	VU	1
Rodentia					
Cricetidae	<i>Abrothrix longipilis</i>	Ratón de pelo largo	LC	LC	1
	<i>Abrothrix olivaceus</i>	Ratón oliváceo	LC	NC	1
	<i>Geoxus valdivianus</i>	Ratón topo valdiviano	LC	LC	1
	<i>Irenomys tarsalis</i>	Ratón arbóreo	LC	LC	1
	<i>Loxodontomys micropus</i>	Ratón de pie chico	LC	NC	1
	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Ratón de cola larga	LC	NC	1
Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i>	Coipo	LC	LC	1

Chiroptera

Molossidae	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Murciélago cola de ratón	LC	LC	8
Vespertilionidae	<i>Histiotus montanus</i>	Murciélago orejudo chico	LC	LC	8
	<i>Lasiurus cinereus</i>	Murciélago ceniciento	LC	DD	8
	<i>Lasiurus varius</i>	Murciélago colorado	LC	LC	8
	<i>Myotis chiloensis</i>	Murciélago oreja de ratón	LC	LC	8

*LC, Preocupación Menor; NT, Cercano a la Amenaza; VU, Vulnerable; EN, En Peligro; DD, Datos Deficientes; NC, No clasificado.

Fuente: 1) Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; 2) Monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero, datos no publicados; 3) Farías *et al.*, 2014; 4) Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; 5) Conservación Marina, 2013; 6) Sepúlveda *et al.*, 2014a; 7) Fontúrbel *et al.*, 2014; 8) Meynard *et al.*, 2014.

Estos hallazgos hacían pensar que la presencia del zorro de Darwin en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos (y de Los Lagos) era probable (Vilà *et al.* 2004). Entre los años 2007 y 2011, se realizaron diversos estudios que involucraron el uso de trampas cámara (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014a) y capturas (Sepúlveda *et al.*, 2014a; Eguren, 2012), pero no se detectó la presencia del zorro. No fue sino hasta los años 2012-2013 que se obtuvieron los primeros registros de zorro de Darwin en la Reserva Costera Valdiviana, Parque Nacional Alerce Costero y también, algo más al norte, en el Parque Oncol (Farías *et al.*, 2014) y una localidad cercana a Gorbea (D'Elía *et al.*, 2013). El trabajo realizado a partir del hallazgo de la especie ha permitido confirmar su presencia en distintos sectores de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero (ver Silva-Rodríguez *et al.*, 2018), y capturarlo por primera vez al interior de la Reserva Costera Valdiviana el año 2016 (C. Napolitano, datos no publicados).

El hallazgo tardío del zorro de Darwin (Farías *et al.*, 2014) ilustra gráficamente el hecho de que la no detección de una especie no constituye ausencia (Mackenzie *et al.*, 2002). Situación similar se da en el caso del quique (*Galictis cuja*), mustélido que tampoco fue registrado en las líneas base que se llevaron a cabo en la zona (ver Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b). Posteriormente el quique fue detectado, aunque de forma infrecuente, en los monitoreos con trampas cámara que se realizan anualmente en la Reserva Costera

Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero y fue capturado en 2016 (C. Napolitano, datos no publicados). Esto es un aspecto fundamental que debería considerarse, por ejemplo, para la elaboración de líneas base futuras. El hecho de que una especie potencialmente presente en un área de interés no sea detectada, no es argumento válido para concluir su ausencia. Otras especies que, hasta nuestro conocimiento, aún no han sido reportadas para estos parques, como por ejemplo la rata topo de Pearson (*Geoxus annectens*), pero que si han sido registradas más al norte y al sur (Figueroa *et al.*, 2012), podrían ser detectadas en el futuro si se llevan a cabo los esfuerzos de muestreo adecuados (ver también Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a).

18.3 Avances en el entendimiento de las amenazas para los mamíferos

Diversas amenazas afectan a los mamíferos en la Cordillera de la Costa. Históricamente, una de las más importantes ha sido la pérdida y degradación del bosque nativo. En la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos, se registró una alta pérdida de bosque nativo entre 1986 y 2011 (Echeverría *et al.*, en este libro), lo que probablemente afectó en forma negativa a especies, tales como la güiña y el zorro de Darwin, que se encuentran asociadas al bosque (e.g., Farías y Jaksic, 2011; Moreira-Arce *et al.*, 2015; Silva-Rodríguez *et al.*, 2018). Si bien las tasas netas de deforestación han sido menores en el sector de la Cordillera de la Costa donde se emplazan la Reserva Costera Valdiviana, Parque Nacional Alerce Costero y otras áreas protegidas, y ha disminuido en el período 1999-2011 (0,01% anual) con respecto a lo registrado entre 1985 y 1999 (0,36% anual, Zamorano-Elgueta *et al.*, 2015), las huellas de los procesos pasados y presentes de la degradación del bosque persisten.

En las comunas de Corral y La Unión, los procesos de pérdida y degradación del bosque nativo tienen una larga historia. Por ejemplo, los bosques de alerce han sido recurrentemente afectados durante los últimos 600 años por incendios que causaron mortalidad masiva de estos árboles (Lara *et al.*, 1999). Adicionalmente, la extensiva explotación maderera para abastecer a los Altos Hornos siderúrgicos de Corral, así como también la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales a fines del

siglo pasado por parte de las empresas Terranova y, posteriormente, Bosques S.A. dejaron una huella difícil de borrar (Farías y Tecklin, 2003; Godoy y Adán, 2006). El fracaso de estos proyectos forestales y el establecimiento de áreas protegidas ha permitido que, en la actualidad, la vegetación se encuentre en distintas etapas de recuperación (Zamorano-Elgueta *et al.*, 2015). Sin embargo, en la Reserva Costera Valdiviana persisten alrededor de 3.500 ha de plantaciones de eucaliptos (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). ¿Cómo responde la fauna nativa a esas plantaciones? Si bien el zorro de Darwin rara vez ha sido registrado en las plantaciones forestales de esta zona (Silva-Rodríguez *et al.*, 2018; pero ver Farías *et al.*, 2014), los trabajos realizados sugieren que varias especies de mamíferos y aves las utilizan. Por ejemplo, el uso de plantaciones de eucaliptos por parte de pudús (*Pudu puda*) y güiñas (*Leopardus guigna*) no presenta diferencias significativas con respecto al uso del bosque nativo (Eguren, 2012; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012). Respuestas similares han sido reportadas, en esta zona, para monito del monte (*Dromiciops gliroides*, Fontúrbel *et al.*, 2014; Salazar y Fontúrbel, 2016; Fontúrbel *et al.* en este libro), murciélagos (Meynard *et al.*, 2014) y aves (Fontúrbel *et al.*, 2016). Lo anterior probablemente se debe a que estas plantaciones se encuentran sin manejo, *de facto* abandonadas y por lo tanto cuentan con la presencia de un denso sotobosque nativo (AIFBN, 2006; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Fontúrbel *et al.*, 2016). Por lo anterior, es importante advertir que los resultados de estos estudios no deben ser extrapolados a plantaciones comerciales de uso intensivo.

El bosque nativo, especialmente el sotobosque, también puede ser degradado por el ganado doméstico (e.g., Raffaele *et al.*, 2007). En un estudio llevado a cabo en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos, Zamorano-Elgueta *et al.* (2014) reportaron evidencia de que la presencia de ganado bovino afecta la regeneración del bosque, y que estos efectos serían más negativos que aquellos derivados de la tala selectiva. Por lo tanto, el hecho de que especies como el pudú se asocien al sotobosque denso (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012), sugiere que el ganado podría, de forma indirecta, afectar a esta y otras especies. Sin embargo, los monitoreos que se llevan a cabo anualmente en la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero muestran que, si bien existe ingreso de ganado bovino, el área ocupada por estos

animales sería moderada (proporción de trampas cámara con registros de ganado usualmente <20% en ambas áreas) y asociada principalmente a caminos. Esta situación podría ser distinta en predios vecinos de menor tamaño (pero ver Zamorano Elgueta *et al.*, 2014), y especialmente en aquellos predios donde la ganadería es una actividad importante.

Una de las amenazas que ha recibido mayor atención en la última década en la zona son los perros domésticos (*Canis familiaris*). La gran mayoría (>80%) de las casas en estos sectores tiene perros, y la mayoría de estos deambulan libremente (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; Sepúlveda *et al.*, 2014b). Los perros persiguen y eventualmente cazan diversas especies en la zona, entre las que se encuentran el pudú, güiña, zorros (*Lycalopex* spp.), chingue (*Conepatus chinga*), chungungo (*Lontra felina*) y puma (*Puma concolor*), entre otros (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011, Sepúlveda *et al.*, 2014b). Una de las especies más vulnerables a la acción de los perros es el pudú. Los perros atacan pudúes (Silva-Rodríguez *et al.*, 2010; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012) y la letalidad de estos ataques es alta (al menos 50%, ver Silva-Rodríguez y Sieving, 2012). Adicionalmente, la probabilidad de que los pudúes se encuentren presentes es menor en áreas con mayor probabilidad de presencia de perros, lo que sugiere que los pudúes evitan usar sitios donde los perros son frecuentes (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012). Evidencia similar existe en el caso de otras especies como, el zorro de Darwin (Moreira-Arce *et al.*, 2015).

Los perros que causan problemas a la fauna silvestre son, en su mayoría, animales que cuentan con propietario (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014b). En este contexto, es importante clarificar que a la fecha no existe evidencia de poblaciones de perros asilvestrados en la zona (ver también Sepúlveda *et al.*, 2014b). En términos espaciales, la probabilidad de presencia de perros es mayor en las proximidades de las casas (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2015a; Silva-Rodríguez *et al.*; datos no publicados). Sin embargo, algunos perros se desplazan varios kilómetros desde las casas e ingresan a las áreas protegidas, lo que se ve facilitado por la presencia de caminos (Sepúlveda *et al.*, 2015b). El trabajo realizado a la fecha sugiere que el mal manejo de los perros aumenta la probabilidad de que estos afecten en forma negativa a los mamíferos silvestres. Por ejemplo, los perros mal alimentados depredan fauna silvestre con mayor

frecuencia que perros bien alimentados (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; Sepúlveda *et al.*, 2014b; ver también Ruiz-Izaguirre *et al.*, 2015). Por otro lado, las interacciones entre perros y fauna silvestre deben analizarse en el contexto de la función de los perros en los hogares rurales. Las interacciones entre perros y carnívoros son reportadas de forma más frecuente por aquellos propietarios de perros que crían gallinas (Sepúlveda *et al.*, 2014b), sin embargo, una de las funciones importantes de los perros es justamente la protección del ganado y aves de corral (e.g., Silva-Rodríguez *et al.*, 2009; Sepúlveda *et al.*, 2014b; Villatoro *et al.*, 2019). Este rol implica que los propietarios buscan que los perros alejen a los carnívoros del ganado y las aves, por lo que estas interacciones incluso podrían ser deseables desde la perspectiva del propietario (Sepúlveda *et al.*, 2014b).

Los perros no sólo representan una amenaza a través de depredación y competencia por interferencia, sino que también a través del riesgo de transmisión de enfermedades tales como el virus distemper canino. En el área de estudio se encontró que una proporción relativamente alta de los perros (42%) era seropositivo a virus distemper canino (Sepúlveda *et al.*, 2014a). Esta evidencia es consistente con lo reportado en otras áreas de Chile (Acosta-Jamett *et al.*, 2011; 2015). Sin embargo, no sólo existe evidencia de exposición en perros, sino que también en visones (*Neovison vison*), lo que ha llevado a hipotetizar que estos mustélidos invasores podrían actuar como hospederos puente entre perros y carnívoros amenazados (Sepúlveda *et al.*, 2014a).

En cuanto a la amenaza representada por los gatos domésticos (*Felis catus*), la mayoría de las casas en esta zona tienen gatos (>80%), los cuales deambulan libremente (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; López, 2017). El manejo (alimentación, cuidados sanitarios y reproductivos) que los dueños entregan a sus gatos es frecuentemente deficiente (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011). Los gatos depredan sobre fauna nativa, incluyendo monito del monte (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011), y una proporción relativamente alta de ellos es positivo a virus felinos (e.g., 33% positivo a virus de la leucemia felina en Chiloé, Mora *et al.*, 2015), lo que implica riesgo de transmisión de enfermedades a carnívoros nativos, especialmente a otros felinos como la güiña (Mora *et al.*, 2015; Sacristán *et al.*, en revisión). Si bien los gatos se mantienen la mayor parte del tiempo cerca de sus casas, estos ocasionalmente entran al

bosque, lo que se ha detectado tanto a través de seguimiento espacial (López, 2017), como del monitoreo con trampas cámara. Estos eventos son infrecuentes y en general ocurren en las proximidades de los sectores Chaihuín y Hueicolla. Sin embargo, tanto las incursiones de gatos al interior del bosque, como las aproximaciones de las güiñas hacia las casas (lo que se refleja en eventos de depredación en gallineros, Stowhas, 2012), podrían favorecer el contacto entre ambas especies. Al igual que en el caso de los perros, el problema de los gatos corresponde principalmente a animales con propietario, no a animales asilvestrados. Considerando que la función de parte importante de los gatos domésticos en estas comunidades es el control de roedores (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011), y las complejidades inherentes a restringir los movimientos en esta especie, es necesario explorar opciones de manejo que integren mejoras en la alimentación, manejo sanitario y reproductivo (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011), de modo de minimizar el riesgo que estos animales domésticos representan para los vertebrados nativos.

La cacería de fauna silvestre no parece ser una actividad frecuente en las localidades aledañas al sector noroeste (Chaihuín, Cadillal, Huiro) de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). Sin embargo, existen registros aislados de cacería de pudú en sitios cercanos, como por ejemplo áreas cercanas a La Unión (Silva-Rodríguez *et al.*, 2010), y también en sectores aledaños al área sur de la Reserva Costera Valdiviana (E. Silva-Rodríguez, obs. pers.). Algunos de estos casos corresponden a situaciones donde el pudú fue atacado por perros, pero fue finalmente el propietario del perro quien lo consumió (Silva-Rodríguez *et al.*, 2011; E. Silva-Rodríguez, obs. pers.).

Si bien la cacería, ya sea como actividad de subsistencia o recreativa, es infrecuente, los carnívoros silvestres (y domésticos) pueden depredar sobre ganado y aves domésticas (Silva-Rodríguez *et al.*, 2009; Stowhas, 2012), lo que explica actitudes negativas por parte de los pobladores de zonas rurales hacia estas especies (Silva-Rodríguez *et al.*, 2009; Stowhas, 2012; Sacristán *et al.*, 2018). Una de las respuestas frecuentes a los eventos de depredación es la eliminación de los carnívoros involucrados. Esto ha sido reportado en la zona para carnívoros nativos como zorros, güiñas y pumas, y

para invasores como el visón y el perro (Stowhas, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014b; Sacristán *et al.*, 2018).

Una situación llamativa, y preocupante, es el caso del coipo (*Myocastor coypus*). Este roedor fue reportado en líneas de base (Muñoz-Pedreros *et al.*, 2005a; b) y en encuestas como parte de las especies atacadas por perros (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011). De hecho, el coipo era frecuente de observar en el río Chaihuín antes del año 2000 (D. González obs. pers.), pero en la última década los registros son muy escasos. Los avistamientos de coipo comenzaron a disminuir alrededor del año 2000 coincidiendo con los primeros registros de visón en el río (D. González, obs. pers.). Considerando los impactos de este mustélido sobre otras especies de menor tamaño, pero de similares características que el coipo (e.g., rata almizclera *Ondatra zibethicus* en Polonia, ver Brzeziński *et al.*, 2010; rata de agua *Arvicola terrestris* en Inglaterra, Woodroffe *et al.*, 1990), la detección de cráneos de coipos juveniles en comederos de visón en el río Cruces (P. Contreras obs. pers.), y que el visón es, en la actualidad, abundante en los ríos Chaihuín y Colún (ver Sepúlveda *et al.*, 2014a), la hipótesis de que pudo haber impactado las poblaciones locales de coipo es plausible. Se recomienda evaluar los impactos del visón sobre las poblaciones de coipo, para informar la toma de decisiones e implementar acciones de manejo.

18.4 Planificación y gestión para la conservación del pudú, güiña y zorro de Darwin

El primer plan de conservación de la Reserva Costera Valdiviana (RCV) data del año 2005 (Delgado, 2005). Este plan, que se mantuvo vigente por cerca de una década, consideró al pudú como uno de sus objetos de conservación. Si bien los indicadores identificados para el pudú durante dicho proceso de planificación² no pudieron ser monitoreados, en el período comprendido entre 2005 y 2013 se llevaron a cabo en la Reserva Costera Valdiviana proyectos de investigación que generaron información sobre el pudú y/o sobre sus amenazas, principalmente perros (ver arriba).

² Relación perímetro área como indicador de disponibilidad de hábitat ecotonal, composición y riqueza de las especies que son parte de la dieta del pudú y distancia entre remanentes de bosque (ver detalles en Delgado, 2005).

Adicionalmente, se realizaron capacitaciones para el uso de trampas cámara en 2007 y posteriormente en 2011 (donde participaron guardaparques de la RCV, Parque Nacional Alerce Costero y otras áreas protegidas), año en que también se dotó a la RCV de trampas cámara. Estos equipos comenzaron a ser utilizados para apoyar actividades de monitoreo de amenazas, obteniendo como principal resultado algunos de los registros que confirmaron la presencia del zorro de Darwin en esta zona de Chile (ver Farías *et al.*, 2014). Durante este período también se liberaron pudús rehabilitados provenientes del Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre de la Universidad Austral de Chile (CEREFAS). Sin embargo, la mayor parte de los animales liberados y monitoreados murieron antes de un año, aparentemente depredados por puma (O.A. Aleuy *et al.*, datos no publicados).

En paralelo, el año 2010, se crea el Parque Nacional Alerce Costero. Este Parque incorporó la Reserva Nacional Valdivia, Monumento Natural Alerce Costero, alrededor de 9.500 ha de la Reserva Costera Valdiviana, donadas por The Nature Conservancy, y más de 3.300 ha pertenecientes al Fundo Quitaluto (CONAF, 2014a).

El primer plan de manejo del Parque Nacional Alerce Costero fue elaborado en 2011 bajo la metodología de planificación descrita por Nuñez (2008) y formalizado como tal el año 2014 (CONAF, 2014a). Sin embargo, considerando que CONAF adoptó los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación como enfoque metodológico para la planificación (Sepúlveda *et al.*, 2015b; CONAF, 2017), el año 2015 la administración del Parque Nacional Alerce Costero realizó un ejercicio de adaptación de los objetos de conservación (Cunazza y Contreras, 2015) identificados antes para la vecina Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a, ver abajo). Esto facilitó compartir la planificación de las actividades, esfuerzos de monitoreo y control de amenazas en el territorio conservado por ambas áreas protegidas bajo un convenio de colaboración firmado anticipadamente durante el 2011.

El año 2014 se comenzó el proceso de actualización del Plan de Conservación y Plan de Manejo de la Reserva Costera Valdiviana. A continuación, resumimos algunos hitos de dicho proceso, los que pueden ser revisados en detalle en el Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et*

al., 2015a). En este proceso se utilizaron los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación (CMP, 2013) y materiales de apoyo asociados (e.g., Foundations of Success, 2009). El proceso de actualización llevó a la redefinición de los objetos de conservación³. En lo que concierne a las especies de interés en este capítulo, el pudú fue modificado para incluir también a la güiña y al zorro de Darwin. Los criterios utilizados para agrupar estas tres especies como un único objeto de conservación incluyen el uso de ambientes similares, principalmente su asociación con el sotobosque nativo (e.g., Acosta-Jamett y Simonetti, 2004; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; ver también Moreira-Arce *et al.*, 2016) y el hecho de que comparten amenazas, como por ejemplo los perros (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Moreira-Arce *et al.*, 2015). Adicionalmente, tanto la güiña como los zorros pueden depredar sobre aves de corral y por lo tanto ser eliminadas como respuesta a estos eventos (e.g., Stowhas, 2012).

El análisis de amenazas para el objeto de conservación “zorro de Darwin, güiña y pudú” se construyó a partir de un taller, revisión de literatura (e.g., Raffaele *et al.*, 2007; Eguren, 2012; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Zamorano-Elgueta *et al.*, 2014; Sepúlveda *et al.*, 2015a) e información provista por los monitoreos de la Reserva. Una limitante importante para realizar este componente de la planificación es que la presencia del zorro de Darwin estaba recién documentada (Farías *et al.*, 2014), y que fuera de que estaba presente en la zona, poco se sabía (ver Silva-Rodríguez *et al.*, 2018). Sin embargo, la ausencia de información local fue suplementada con información de otras localidades (e.g., Jiménez, 2007) y eventualmente de otras especies similares (e.g., Timm *et al.*, 2009; Coonan *et al.*, 2013). De acuerdo a los criterios empleados en los estándares abiertos, el análisis de amenazas

³ En el primer Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana, los objetos de conservación seleccionados fueron bosque de alerce, bosque de olivillo costero, bosque siempreverde costero, sistemas costeros, sistemas hídricos, pudú, comunidad de anfibios nativos y chungungo o nutria de mar (Delgado, 2005). En la actualización de este Plan de Conservación, los objetos de conservación fueron, en algunos casos, modificados. De este modo, los nueve objetos de conservación vigentes son bosque de alerce, bosque siempreverde, bosque de olivillo costero, ecosistemas de agua dulce y estuarios, costa rocosa, dunas y playas de arena, anfibios de bosque, zorro de Darwin, güiña y pudú y patrimonio cultural de la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a).

consideró alcance, gravedad e irreversibilidad (Foundations of Success, 2009).

Tabla 2. Calificaciones¹ utilizadas para el análisis de amenazas del objeto de conservación zorro de Darwin, güiña y pudú en la Reserva Costera Valdiviana (elaborado a partir de Silva-Rodríguez *et al*, 2015a).

Amenaza	Alcance	Gravedad	Irreversi- bilidad	Calificación final
Uso turístico y recreativo incompatible				
Incendios antrópicos				
Sustitución histórica				
Ganado mal manejado				
Perros mal manejados				
Eliminación por represalia				
Translocaciones de fauna				

¹Las calificaciones se interpretan siguiendo a FOS (2009):
Alcance: 1-10% (blanco); 11-30% (gris claro); 31-70% (gris oscuro); 71-100% (negro).
Gravedad: 1-10% (blanco); 11-30% (gris claro); 31-70% (gris oscuro); 71-100% (negro).
Irreversibilidad: 0-5 años (blanco); 6-20 años (gris claro); 21-100 años (gris oscuro); >100 años (negro).
Calificación final: baja (blanco), media (gris claro), alta (gris oscuro), muy alta (negro).

De acuerdo al análisis realizado, la principal amenaza para zorro de Darwin, güiña y pudú en la Reserva Costera Valdiviana son los perros y los patógenos, principalmente virus distémper canino, que estos pueden transmitir (Tabla 2). Por otro lado, si bien las plantaciones forestales ocupan alrededor de 35 km² en el área (Fig. 1), tanto pudúes como güiñas usan las plantaciones (Eguren, 2012; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012, ver arriba), lo que sugiere que la intensidad de esta amenaza sería baja para estas especies. Sin embargo, la información generada con posterioridad al proceso de planificación muestra que el uso de estas plantaciones por zorros de Darwin parece ser infrecuente (ver Silva-Rodríguez *et al*, 2018), lo que justifica su inclusión como amenaza. Por otro lado, el hecho de que tanto el pudú como la güiña usen las plantaciones, implica

que acciones de restauración activa que involucren tala rasa tienen el potencial de afectar, a escalas pequeñas, a estas especies (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). Otras amenazas incluidas en el análisis incluyen la eliminación por represalia, los incendios antrópicos, el uso turístico y recreativo incompatible, las translocaciones de animales silvestres desde otras localidades y el ganado (Tabla 2). El detalle de los criterios utilizados en este análisis de amenazas se encuentra disponible en el Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a).

A partir de los talleres y revisiones posteriores de literatura, se elaboró un modelo conceptual (disponible en Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a) en el programa Miradi (www.miradi.org). El modelo conceptual identifica las relaciones hipotéticas entre objeto de conservación, sus amenazas y los factores que contribuyen a dichas amenazas (Foundations of Success, 2009; CONAF, 2017). Una versión modificada de dicho modelo conceptual se presenta a continuación (Fig. 2). Esta versión se enfoca exclusivamente en el objeto de conservación “zorro de Darwin, güiña y pudú”, corrige algunos elementos del modelo disponible en el Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana, e incorpora información que se ha generado con posterioridad a la elaboración de dicho plan.

El modelo conceptual elaborado presenta los factores socioeconómicos y culturales que inciden sobre la ocurrencia e intensidad de las amenazas que afectan al objeto de conservación “zorro de Darwin, güiña y pudú”. Por ejemplo, en el caso de los perros, el modelo incorpora las importantes funciones que estos tienen en los hogares rurales, tales como guardián, cuidado de ganado y mascota (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011; Sepúlveda *et al.*, 2014b). Además, se hace cargo de que el manejo se complica por la baja aceptabilidad social de controlar perros para proteger animales silvestres (Villatoro *et al.*, 2019). Por último, se destaca el hecho de que los caminos facilitan el ingreso de estos cánidos a las áreas protegidas (Sepúlveda *et al.*, 2015). De igual forma, se reconoce que el ganado es importante en términos de subsistencia para la comunidad local, y que existen factores tales como las inundaciones de las praderas, baja capacidad de carga de los predios y la existencia de medierías (animales que son traídos desde otras localidades), que contribuyen a explicar la presencia de ganado vacuno al interior de las áreas protegidas (Barbet, *sf*; 2011;

Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). De este modo, la comprensión de los impactos de las actividades antrópicas sobre la biodiversidad, no se limita sólo a entender los impactos de los perros sobre el pudú (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012), o del ganado sobre la regeneración del bosque (Zamorano-Elgueta *et al.*, 2014), sino que a generar una comprensión común de los factores sociales que explican el problema. En algunos casos, estos factores están respaldados por estudios, mientras que, en otros, se trata de relaciones hipotéticas, que se encuentran a la espera de ser puestas a prueba.

A partir del proceso de planificación, se identificaron diversas estrategias que apuntan a reducir el impacto de las amenazas sobre “zorro de Darwin, güiña y pudú” y otros objetos de conservación (ver Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). Estas medidas se encuentran en vías de implementación, y en muchos casos el trabajo se realiza en forma conjunta entre la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero. Entre las acciones que se realizan en conjunto están la implementación de brigadas de protección y combate de incendios forestales dedicadas exclusivamente al territorio conservado, la implementación de un programa continuo de educación ambiental enfocado en escuelas aledañas, siendo éste integrado en el currículum de las escuelas, y campañas de vacunación de perros y tenencia responsable. Adicionalmente, en la Reserva Costera Valdiviana se está trabajando en la restauración activa del bosque nativo, en sectores donde este fue sustituido por plantaciones forestales (Smith-Ramírez *et al.*, 2015), y se ha trabajado con los ganaderos para implementar mejoras al manejo comunitario del ganado, incluyendo para estos fines zonas ganaderas, apoyo en manejo sanitario y el retiro de animales desde sectores no permitidos (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a, L. Pezoa, obs. pers.). Por último, el ingreso de turistas con perros se encuentra prohibido en ambas áreas protegidas, y se ha limitado la liberación de animales silvestres exclusivamente a aquellos que provienen del sector (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a).

En adición a la implementación de estrategias de conservación, ambas áreas protegidas desarrollan en conjunto un plan de monitoreo, ejecutado por los equipos de guardaparques, que se desarrolla anualmente para conocer el estado de especies tales como el zorro de Darwin, la güiña y el pudú, así como también

de amenazas tales como el ganado y los perros. Este plan fue originalmente diseñado para la Reserva Costera Valdiviana (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015b), donde fue puesto en marcha el año 2015, y extendido el año 2016 al Parque Nacional Alerce Costero (Silva-Rodríguez *et al.*, 2018).

Evidentemente, la implementación inicial del monitoreo no ha estado exenta de ajustes. El más importante tiene que ver con el uso de cebos y atrayentes olfativos, los cuales resultan importantes dada la baja probabilidad de detección de los zorros de Darwin. Esto se ilustra en que, si bien no se detectaron cambios en el área usada por zorro de Darwin entre 2015 y 2016 (12% y 15% respectivamente), la probabilidad de detección disminuyó desde un 27% en 2015 a un 8% en 2016 lo que fue atribuible al desempeño de los cebos (Silva-Rodríguez *et al.*, 2018). En este contexto, los cebos y atrayentes a utilizar continúan siendo ajustados, de forma de poder incrementar la probabilidad de detectar zorros de Darwin, aspecto que es considerado al momento de interpretar los resultados.

18.5 Perspectivas futuras

El trabajo realizado en la Cordillera de la Costa de las comunas de Corral y La Unión ha buscado integrar gestión e investigación para la conservación. A la fecha se cuenta con logros importantes, como el hallazgo de las poblaciones de zorro de Darwin (Fariás *et al.*, 2014), la rápida inclusión de esta especie como objeto de conservación, la implementación de acciones tendientes a reducir amenazas que afectan a esta especie y a la biodiversidad en general (restauración activa, educación ambiental, campañas de vacunación, etc., ver arriba), y la puesta en marcha de un plan de monitoreo ejecutado por los equipos de guardaparques de ambas áreas protegidas. Sin embargo, el trabajo que se realiza en el área es en sí un proceso de aprendizaje continuo, y que sólo el tiempo dirá si es exitoso o no.

Uno de los desafíos de importancia que ha ido surgiendo es desarrollar las capacidades para moverse más allá del diagnóstico de problemas y el monitoreo. Vacíos de conocimiento elementales pueden ser un problema serio, si es que en el futuro los monitoreos llegan a sugerir que es urgente una intervención. Por ejemplo, a la fecha no se cuentan con métodos de captura vali-

datos para pudú, lo que limitaría severamente la capacidad de respuesta ante situaciones que pudieran afectar a esta especie (e.g., enfermedades). Por otro lado, es importante desarrollar planes de respuesta ante contingencias que son probables, tal como ya se hace en el caso de los incendios. Por ejemplo, es probable que en el futuro se detecte la presencia de jabalíes (*Sus scrofa*) al interior de estas áreas protegidas (Silva-Rodríguez *et al.*, 2015a). Dicho escenario sería altamente complejo, y requeriría acciones de control inmediatas. Otro aspecto fundamental para la planificación de estrategias es conocer la efectividad de las mismas. Por ejemplo, si vacunamos perros contra el virus del distemper canino, ¿podremos prevenir brotes en carnívoros silvestres? Un trabajo realizado en India sugiere que la respuesta podría ser no (ver Belsare y Gompper, 2015), lo que lleva a la necesidad de evaluar si los hallazgos de dicho estudio son generalizables a la realidad del sur de Chile. Por último, es necesario considerar las dimensiones humanas de los problemas de conservación, previo a la planificación e implementación de estrategias. Por ejemplo, en el caso de los perros, cualquier estrategia que pretenda ser exitosa debe considerar el hecho de que parte importante de los perros que deambulan libremente tienen (o tuvieron) dueños (Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Sepúlveda *et al.*, 2014b), de que parte del rol de los perros justamente es reducir los potenciales impactos de los carnívoros silvestres sobre el ganado y/o aves de corral (Sepúlveda *et al.*, 2014b), y que medidas de manejo, tales como el control letal, tienen baja aceptabilidad social (Villatoro *et al.*, 2019).

Para finalizar, llamamos a una mayor integración entre manejadores, guardaparques e investigadores. La integración de la investigación y gestión de biodiversidad es un desafío complejo. En muchos casos la información científica que se genera no responde a las necesidades de información prioritarias para la implementación de planes de conservación (Simonetti, 2011; Mair *et al.*, 2018). Sin embargo, también es frecuente que la información científica ya disponible no sea utilizada para los procesos de toma de decisión (Simonetti, 2011). Este desacople, es sin duda un problema importante para la gestión de la biodiversidad, que se suma a los conocidos problemas de financiamiento por parte del Estado que afectan a la investigación (Acuña-Silva, 2018), al muy bajo presupuesto asignado a conservación de biodiversidad en Chile (Pacha, 2010; Ladrón de Guevara, 2014).

Esta integración puede abordarse en forma concreta. Por ejemplo, la sostenibilidad de monitoreos de largo plazo no sólo depende de un buen diseño, sino que de la factibilidad de poder ser implementados por equipos de guardaparques considerando los múltiples roles que ellas y ellos juegan. Un aspecto fundamental, por tanto, es que las y los guardaparques sean parte del diseño de los planes de monitoreo. Por otro lado, existen diversos vacíos de conocimiento que limitan el manejo. Estos vacíos incluyen, pero no se limitan, a evaluaciones de efectividad de diversas alternativas de manejo, mayor comprensión de las dimensiones humanas de las amenazas que afectan a la biodiversidad, desarrollo de técnicas de captura, etc. La identificación de estos vacíos es más sencilla cuando se es partícipe de procesos de planificación, cuentas públicas, etc. Por último, una mayor integración permitirá que el conocimiento que ya se encuentra disponible, que es bastante, pueda ser efectivamente usado para la gestión de la conservación.

Agradecimientos

Agradecemos a los editores, y muy especialmente a Cecilia Smith Ramírez, la oportunidad de participar en la reedición de este libro. El proceso de planificación de la Reserva Costera Valdiviana fue financiado por The Nature Conservancy. E.A.S.R. agradece el financiamiento del proyecto Fondecyt 11171006, Zoológico y Museo de Historia Natural de París, The Nature Conservancy, Programa Wildlife Without Borders del U.S. Fish & Wildlife Service, Cleveland Metropark Zoo and Cleveland Zoological Society, UNAB DI-382-13/R e Idea Wild. M.A.S. agradece el financiamiento de Morris Animal Foundation, Small Cat Action Fund, Panthera y Conicyt-Fulbright. C.N. agradece el financiamiento del proyecto Fondecyt 11150934, Morris Animal Foundation, National Geographic y Mohamed bin Zayed Species Conservation Fund. Los autores agradecen a todas y todos quienes fueron partícipes del proceso de planificación de la Reserva Costera Valdiviana. Especialmente, se agradece a quienes participaron en el taller del objeto de conservación zorro de Darwin, güiña y pudú: G. Acosta-Jamett, A. Espinoza, P. Cunazza, P. Martínez, M. Soto-Gamboa, A. Farías y E. Doroch. También agradecemos a todas y todos quienes han participado en nuestros estudios durante estos años, y en las actividades organizadas por la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero. Finalmente, se agradece a O.

Ponce, P. Poveda, M. Antillanca, T. Antillanca, A. Almonacid, S. Zamorano, P. Stowhas, A. Eguren, A. Silva, J. Jara, E. Cruz, F. Zorondo-Rodríguez, A. Alfonso, C. Duarte, N. Díaz, A. Farías, G. Svensson, B. Zambrano, V. Vásquez, R. Cárdenas, P. Barría, C. Railaf, C. Díaz, M. Delgado, L. Chobil, O. Gallegos, I. Sacristán, M.J. López y por cierto a todos y todas las que accidentalmente hayamos omitido. Este capítulo se lo dedicamos a la memoria de nuestro amigo y colega, Don Omar Ponce.

Las referencias se encuentran al final del libro.

LITERATURA CITADA¹

ACOSTA-JAMETT G & JA SIMONETTI (2004) Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity & Conservation* 13(6): 1135-1151.

ACOSTA-JAMETT G, WSK CHALMERS, AA CUNNINGHAM, S CLEAVELAND & IG HANDEL (2011) Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152: 247-257.

ACOSTA-JAMETT G, D SUROT, M CORTES, V MARAMBIO, C VALENZUELA, A VALLVERDU & MP WARD (2015) Epidemiology of canine distemper and canine parvovirus in domestic dogs in urban and rural areas of the Araucanía region in Chile. *Veterinary Microbiology* 178: 260-264.

ACUÑA SILVA C (2018) *I+D en Chile: Diagnóstico y Propuestas*. Centro UC CLAPES UC, Centro Latinoamericano de Políticas Económicas y Sociales. Disponible en: <http://www.clapesuc.cl/assets/uploads/2018/07/17-07-18-id-en-chile-diagnostico-y-propuestas.pdf> (Último acceso: 21 de enero 2019).

AIFBN (2006) *Propuesta de Restauración en la Reserva Costera Valdiviana (ex-predio Chaihuín-Venecia)*. Informe Final. Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo (AIFBN), Instituto de Silvicultura, Universidad Austral de Chile, Valdivia.

BARBET S (sf) *Consultoría: Elaboración de proyecto de mejoramiento de la producción ganadera en la comunidad indígena de Huiro, en relación con la Reserva Costera Valdiviana*. Informe Final.

BARBET S (2011) *Propuesta para Mitigación de la Amenaza a la Restauración de Bosque Nativo por parte de Ganado Vacuno de Propiedad de Ganaderos del Sector Cadillal, en Terrenos de la Reserva Costera Valdiviana*. Corral.

BELSARE AV & ME GOMPPER (2015) A model-based approach for investigation and mitigation of disease spillover risks to wildlife: Dogs, foxes and canine distemper in central India. *Ecological Modelling* 296: 102-112.

CONAF (2014a) *Plan de Manejo Parque Nacional Alerce Costero. Documento Operativo*. Departamento de Planificación y Desarrollo, Gerencia de Áreas Protegidas, Corporación Nacional Forestal (CONAF), Chile.

CONAF (2014b) *Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de Los Ríos, Valdivia*. Corporación Nacional Forestal.

¹ La literatura citada se encuentra al final del libro. Entregamos acá un listado de las referencias para facilitar la lectura, pero nos disculpamos por posibles omisiones.

CONAF (2017) *Manual para la planificación del manejo de las áreas protegidas del SNASPE*. Santiago de Chile, Chile. 230 pp.

CONSERVACIÓN MARINA (2013) *Línea base biológica para el sitio marino-costero los "Colmillos de Chaihuin" Región de los Ríos*. Co-financiado por el Fondo de Protección Ambiental, Región de los Ríos, proyecto 14-G-016-2012. 18 pp.

COONAN T, K RALLS, B HUDGENS, B CYPHER & C BOSER (2013) *Urocyon littoralis*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013: e.T22781A13985603. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T22781A13985603.en>. Último acceso 23 de diciembre 2018.

CMP (2013) *Open Standards for the Practice of Conservation. Version 3.0*. Conservation Measures Partnership (CMP), Washington, D.C.

CUNAZZA P & P CONTRERAS (2015) *Implementación de metodología "Estándares Abiertos para la práctica de la Conservación"*- Parque Nacional Alerce Costero. Corporación Nacional Forestal, Valdivia, Chile.

D'ELÍA G, A ORTLOFF, P SANCHEZ, B GUÍÑEZ & V VARAS (2013) A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. *Revista Chilena de Historia Natural* 86(4): 485-488.

DELGADO C (2005) *Plan de conservación de la Reserva Costera Valdiviana*. The Nature Conservancy, Valdivia.

EGUREN A (2012) *¿Plantaciones de eucaliptos o bosque nativo?: Ámbito de hogar y uso de hábitat de Leopardus guigna en el Bosque Templado Valdiviano*. Tesis de grado, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile. Santiago.

FARÍAS A (2012) *Propuesta de área de amortiguación para las áreas protegidas de la Cordillera Pelada, Región de los Ríos, Chile*. Ministerio del Medio Ambiente, GEF SIRAP. The Nature Conservancy (TNC), World Wildlife Fund (WWF), Gobierno Regional de la Región de los Ríos, Corporación Nacional Forestal (CONAF).

FARÍAS A & D TECKLIN (2003) *Caracterización preliminar de los predios Chaihuín-Venecia, Cordillera de La Costa Décima región*. Documento n° 6, serie de publicaciones WWF Chile. Programa Ecoregión Valdiviana, Valdivia.

FARIAS AA & FM JAKSIC (2011) Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *Journal of Animal Ecology* 80(4): 809-817.

FARÍAS AA, MA SEPÚLVEDA, EA SILVA-RODRÍGUEZ, A EGUREN, D GONZÁLEZ, NI JORDÁN, E OVANDO, P STOWHAS & GL SVENSSON (2014) A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural* 87(3) <http://dx.doi.org/10.1186/0717-6317-87-3>

FIGUEROA RA, R CÁDIZ, R FIGUEROA, ES CORALES, & R MURÚA (2012) Abundance, habitat and body measurements of the rare Long-clawed Mouse (*Pearsonomys annectens*) in the coastal temperate rainforest of southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 47: 1-10.

FONTÚRBEL FE, AB CANDIA & C BOTTO-MAHAN (2014) Nocturnal activity patterns of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) in native and exotic habitats. *Journal of Mammalogy* 95(6): 1199-1206.

FONTÚRBEL FE, AB CANDIA & GJ CASTAÑO-VILLA (2016) Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian rainforest. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87(4): 1402-1406.

FOUNDATIONS OF SUCCESS (2009) *Conceptualizing and Planning Conservation Projects and Programs: A Training Manual*. Foundations of Success, Bethesda, Maryland.

GÁLVEZ N, G GUILLERA-ARROITA, FA ST. JOHN, E SCHÜTTLER, DW MACDONALD, & ZG DAVIES (2018) A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. *Journal of Applied Ecology* 55(3): 1393-1405.

GODOY M & L ADÁN (2006) *Huellas de historia: Patrimonio Cultural de la Reserva Costera Valdiviana*. WWF y The Nature Conservancy, Valdivia.

IUCN (2018) *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2*. <http://www.iucnredlist.org>. Último acceso el 20 de diciembre de 2018.

JIMÉNEZ J (2007) Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *Journal of Zoology* 271: 63-77.

LADRÓN DE GUEVARA J (2014) *Propuesta de estrategia financiera 2015 – 2030, Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Chile*. Proyecto Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional; GEF-PNUD-MMA. Disponible en: http://bdrnap.mma.gob.cl/recursos/privados/Recursos/CNAP/GEF-SNAP/LadrondeGuevara_2014.pdf (Último acceso 21 de enero 2019).

LARA AR, S FRAVER, JC ARAVENA & A WOŁODARSKY-FRANKE (1999) Fire and the dynamics of *Fitzroya cupressoides* (alerce) forests of Chile's Cordillera Pelada. *Ecoscience* 6:100-109.

LÓPEZ MJ (2017) *Superposición espacial de gatos domésticos en hábitat de güiñas (Leopardus guigna) residentes en la región de los Ríos, Chile*. Memoria de Título, Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile, Santiago.

MACKENZIE DI, JD NICHOLS, GB LACHMAN, S DROEGE, JA ROYLE & CA LANGTIMM (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.

MAIR L, AC MILL, PA ROBERTSON, SP RUSHTON, MD SHIRLEY, JP RODRIGUEZ & PJ MCGOWAN (2018) The contribution of scientific research to conservation planning. *Biological Conservation* 223: 82-96.

MEYNARD CN, M SOTO-GAMBOA, PA HEADY & WF FRICK (2014) Bats of the Chilean temperate rainforest: patterns of landscape use in a mosaic of native forests, eucalyptus plantations and grasslands within a South American biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 23(8): 1949-1963.

MORA M, C NAPOLITANO, R ORTEGA, E POULIN & J PIZARRO-LUCERO (2015) Feline immunodeficiency virus and feline leukemia virus infection in free-ranging guignas (*Leopardus guigna*) and sympatric domestic cats in human perturbed landscapes on Chiloé Island, Chile. *Journal of Wildlife Diseases* 51: 199-208.

MOREIRA-ARCE D, PM VERGARA & S BOUTIN (2015) Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PloS One* 10(9): e0137854.

MOREIRA-ARCE D, PM VERGARA, S BOUTIN, G CARRASCO, R BRIONES, GE SOTO, & JE JIMÉNEZ (2016) Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. *Forest Ecology and Management* 369: 135-143.

MUÑOZ-PEDREROS A, C GIL, P RUTHERFORD, E HAUENSTEIN, M BARRIENTOS, P CONTRERAS, R SANHUEZA, P SÁNCHEZ, B GUIÑEZ & M NAVARRETE (2005a) *Caracterización y Zonificación de la Cordillera Pelada*. Proyecto (PIMS 1859) Bosque Templado Valdiviano Licitación N° 77/2004. Centro de Estudios Agrarios y Ambientales, Valdivia.

MUÑOZ-PEDREROS A, C GIL, E HAUESTEIN, P SÁNCHEZ, B GUIÑEZ, P CONTRERAS, M SEPÚLVEDA, M NAVARRETE, C DELGADO, A FARÍAS, W STEFFEN, C JARA, J JARAMILLO, S WOELFL, R ARRIAGADA, M GODOY & R MERA (2005b) *Evaluación de la biodiversidad: En las alternativas de construcción de la carretera de la costa en el tramo Chaihuín-Hueicolla*. Centro de Estudios Agrarios y Ambientales (CEA), Valdivia.

NUÑEZ E (2008) *Metodo para la planificacion del manejo de areas protegidas*. Corporacion Nacional Forestal, Gobierno de Chile, Santiago.

PACHA MJ (2010). *Sostenibilidad Financiera para Áreas Protegidas en América Latina*. Programa/OAPN FAO, Santiago.

RAFFAELE E, T KITZBERGER & T VEBLEN (2007) Interactive effects of introduced herbivores and post-flowering die-off of bamboos in Patagonian *Nothofagus* forests. *Journal of Vegetation Science* 18(3): 371-378.

RUIZ-IZAGUIRRE E, A VAN WOERSEM, KCH EILERS, SE VAN WIEREN, G BOSCH, AJ VAN DER ZIJPP & IJM DE BOER (2015) Roaming characteristics and feeding practices of village dogs scavenging sea-turtle nests. *Animal Conservation* 18(2): 146-156.

SACRISTÁN I, A CEVIDANES, F ACUÑA, E AGUILAR, S GARCÍA, MJ LÓPEZ, J MILLÁN & C NAPOLITANO (2018) Contrasting human perceptions of and attitudes towards two threatened small carnivores, *Lycalopex fulvipes* and *Leopardus guigna*, in rural communities adjacent to protected areas in Chile. *Journal of Threatened Taxa* 10(5):11566-11573.

SALAZAR DA & FE FONTURBEL (2016) Beyond habitat structure: Landscape heterogeneity explains the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) occurrence and behavior at habitats dominated by exotic trees. *Integrative Zoology* 11(5): 413-421.

SEPÚLVEDA MA, R ESTÉVEZ, EA SILVA-RODRÍGUEZ (eds) (2015) *Manual para la planificación del manejo de las áreas silvestres protegidas del SNASPE*. PNUD, Santiago.

SEPÚLVEDA MA, RS SINGER, EA SILVA-RODRÍGUEZ, A EGUREN, P STOWHAS & K PELICAN (2014a) Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. *EcoHealth* 11(3): 409-419.

SEPÚLVEDA MA, RS SINGER, E SILVA-RODRÍGUEZ, P STOWHAS & K PELICAN (2014b) Domestic dogs in rural communities around protected areas: conservation problem or conflict solution? *PLoS One* 9(1): e86152.

SEPÚLVEDA M, K PELICAN, P CROSS, A EGUREN & R SINGER (2015) Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology* 80(4): 290-297.

SILVA-RODRÍGUEZ EA & KE SIEVING (2011) Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* 25(4): 808-815.

SILVA-RODRÍGUEZ EA & KE SIEVING (2012) Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150: 103-110.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, M SOTO-GAMBOA, GR ORTEGA-SOLÍS & JE JIMÉNEZ (2009) Foxes, people and hens: Human dimensions of a conflict in a rural area of southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 82(3): 375-386.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, C VERDUGO, OA ALEUY, JG SANDERSON, GR ORTEGA-SOLÍS, F OSORIO-ZÚÑIGA & D GONZÁLEZ-ACUÑA (2010) Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44(1): 97-103.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, OA ALEUY, M FUENTES-HURTADO, JA VIANNA, F VIDAL & JE JIMÉNEZ (2011) Priorities for the conservation of the pudu (*Pudu puda*) in southern South America. *Animal Production Science* 51(4): 375-377.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, MA SEPÚLVEDA, C DUARTE, P STOWHAS, C GARCÍA-VERA, E CRUZ, G TRAVIESO, F ZORONDO-RODRÍGUEZ, A ALFONSO, M GODOY, A ANDRADE, L OSMAN, L PEZOA, S ZAMORANO, P POVEDA, & A ALMONACID (2015a) *Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2015-2020*. The Nature Conservancy, Valdivia.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, M SEPÚLVEDA, C DUARTE, E CRUZ, G TRAVIESO, F ZORONDO-RODRÍGUEZ, A ALFONSO, H NORAMBUENA, M GODOY, A ANDRADE, L OSMAN, L PEZOA, S ZAMORANO, P POVEDA, & A ALMONACID (2015b) *Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020*. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.

SILVA-RODRÍGUEZ EA, E OVANDO, D GONZÁLEZ, B ZAMBRANO, MA SEPÚLVEDA, GL SVENSSON, R CÁRDENAS, P CONTRERAS & AA FARÍAS (2018) Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45-53.

SIMONETTI JA (2011) Conservation biology in Chile: Are we fulfilling our social contract?. *Revista Chilena de Historia Natural* 84(2): 161-170.

SMITH-RAMÍREZ C, JJ ARMESTO & C VALDOVINOS (eds) (2005) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago.

SMITH-RAMÍREZ C, ME GONZÁLEZ, C ECHEVERRÍA & A LARA (2015) Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43: 11-21.

TIMM SF, L MUNSON, BA SUMMERS, KA TERIO, EJ DUBOVI, CE RUPPRECHT, S KAPIL & DK GARCELON (2009) A suspected canine distemper epidemic as the cause of a catastrophic decline in Santa Catalina Island foxes (*Urocyon littoralis catalinae*). *Journal of Wildlife Diseases* 45(2): 333-343.

STOWHAS P (2012). *Análisis del conflicto entre carnívoros silvestres y campesinos en el sur de Chile*. Proyecto de Título, Escuela de Medicina Veterinaria, Universidad Mayor, Santiago.

VILÀ C, JA LEONARD, A IRIARTE, SJ O'BRIEN, WE JOHNSON & RK WAYNE (2004). Detecting the vanishing populations of the highly endangered Darwin's fox, *Pseudalopex fulvipes*. *Animal Conservation* 7: 147-153.

VILLATORO FJ, L NAUGHTON-TREVES, MA SEPÚLVEDA, P STOWHAS, FO MARDONES & EA SILVA-RODRÍGUEZ (2019) When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. *Journal of Environmental Management* 229: 67-75.

WOODROFFE GL, JH LAWTON & WL DAVIDSON (1990) The impact of feral mink *Mustela vison* on water voles *Arvicola terrestris* in the North Yorkshire Moors National Park. *Biological Conservation* 51(1): 49-62.

ZAMORANO-ELGUETA C, L CAYUELA, JM REY-BENAYAS, PJ DONOSO, D GENELETTI & RJ HOBBS (2014) The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5(7): 1-17.

ZAMORANO-ELGUETA C, JMR BENAYAS, L CAYUELA, S HANTSON & D ARMENTERAS (2015) Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345: 10-20.

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/344467856>

Urban wildlife in times of COVID-19: What can we infer from novel carnivore records in urban areas?

Article in *The Science of The Total Environment* · April 2021

DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142713

CITATIONS

62

READS

411

5 authors, including:



[Eduardo A. Silva-Rodriguez](#)

Universidad Austral de Chile

49 PUBLICATIONS 1,430 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



[Nicolas Galvez](#)

Pontificia Universidad Católica de Chile

44 PUBLICATIONS 539 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



[George J F Swan](#)

Universidad Austral de Chile

18 PUBLICATIONS 335 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



[Jeremy Cusack](#)

okala

53 PUBLICATIONS 1,146 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

Short Communication

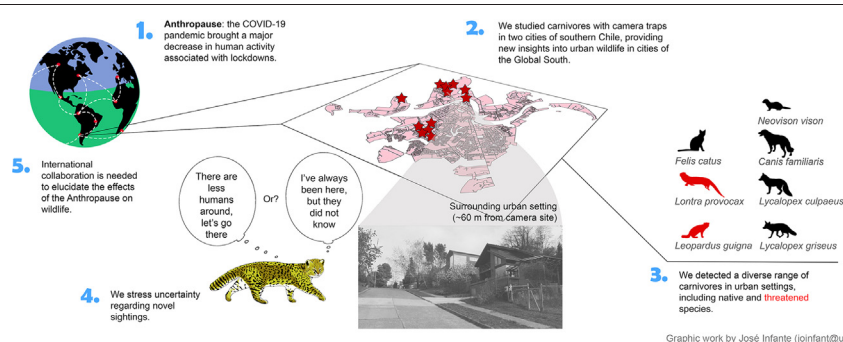
Urban wildlife in times of COVID-19: What can we infer from novel carnivore records in urban areas?

Eduardo A. Silva-Rodríguez^{a,*}, Nicolás Gálvez^b, George J.F. Swan^a, Jeremy J. Cusack^c, Darío Moreira-Arce^{d,e}^a Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile^b Pontificia Universidad Católica de Chile, Wildlife Ecology and Coexistence Laboratory, Villarrica Campus, Centro de Investigación para el Desarrollo Local (CEDEL), Villarrica, La Araucanía, Chile^c Centro de Modelación y Monitoreo de Ecosistemas, Universidad Mayor, Santiago, Chile^d Departamento de Gestión Agraria, Universidad de Santiago de Chile, Santiago, Chile^e Laboratorio de Estudios del Antropoceno, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

HIGHLIGHTS

- Wildlife sightings during COVID-19-lockdowns have received considerable attention.
- During partial lockdowns we recorded four native carnivores in Chilean cities.
- None of the native species detected have been previously linked to urban areas.
- It is difficult to determine if these records were influenced by partial lockdowns.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 July 2020

Received in revised form 25 September 2020

Accepted 27 September 2020

Available online 3 October 2020

Editor: Damia Barcelo

Keywords:

COVID-19

Lockdown

Urban wildlife ecology

Chile

ABSTRACT

The onset of the COVID-19 pandemic brought an unusual decrease in human activity associated with partial and total lockdowns. Simultaneously, a series of wildlife sightings—mainly in urban areas—have been brought to public attention and often attributed to lockdown measures. Here we report on a series of wild carnivore records, including threatened species, obtained through camera traps set in urban forests, campuses, suburbs, and peri-urban areas of two cities in Chile, during partial lockdown measures. Our records are novel for Chile, a country where urban carnivore ecology is mostly unknown, and include the detection of four native carnivores, including the vulnerable güiña (*Leopardus guigna*) and the endangered southern river otter (*Lontra provocax*). These records also constitute a valuable baseline collected during partial lockdown measures in two cities of the Global South. We emphasize, however, that these findings cannot be used to argue for or against an effect of lockdown measures on wildlife. More generally, we call for caution in the interpretation of seemingly novel carnivore records during periods of lockdown and stress the value of international collaboration in evaluating the effects of the Anthropause on wildlife.

© 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Human presence has a considerable impact on the distribution, abundance and behaviour of wildlife (Dirzo et al., 2014; Gaynor et al.,

2018; Tucker et al., 2018). Nowhere is this more apparent than in urban areas, where extreme land-use change combined with high levels of human activity have created hostile environments for many species (McKinney, 2006; Bateman and Fleming, 2012; Santini et al., 2019). In addition to habitat loss derived from land cover change, wildlife in urban areas face major challenges such as increased human-related mortality (Loss et al., 2015). Yet, while many species avoid urban

* Corresponding author.

E-mail address: eduardo.silva@uach.cl (E.A. Silva-Rodríguez).

areas, others become urban dwellers (Fischer et al., 2015), benefitting from—but not necessarily depending on (Newsome et al., 2015)—anthropogenic food resources (e.g., Bozek et al., 2007; Castañeda et al., 2019). Species that profit from urban resources—such as some mesocarnivores—can reach higher densities in urban than in natural areas (Šálek et al., 2015) providing ecosystem services—and sometimes disservices—to society (Soulsbury and White, 2016). Despite major

advances in the global understanding of urban wildlife ecology, urban areas located in the Global South, have received scant attention (Magle et al., 2012), making broad inferences on global responses to human activity and urbanization challenging.

The onset of the COVID-19 pandemic in early 2020 brought about major changes to human dynamics on a global scale. Extensive areas of the world faced lockdowns with more than half of the world's population

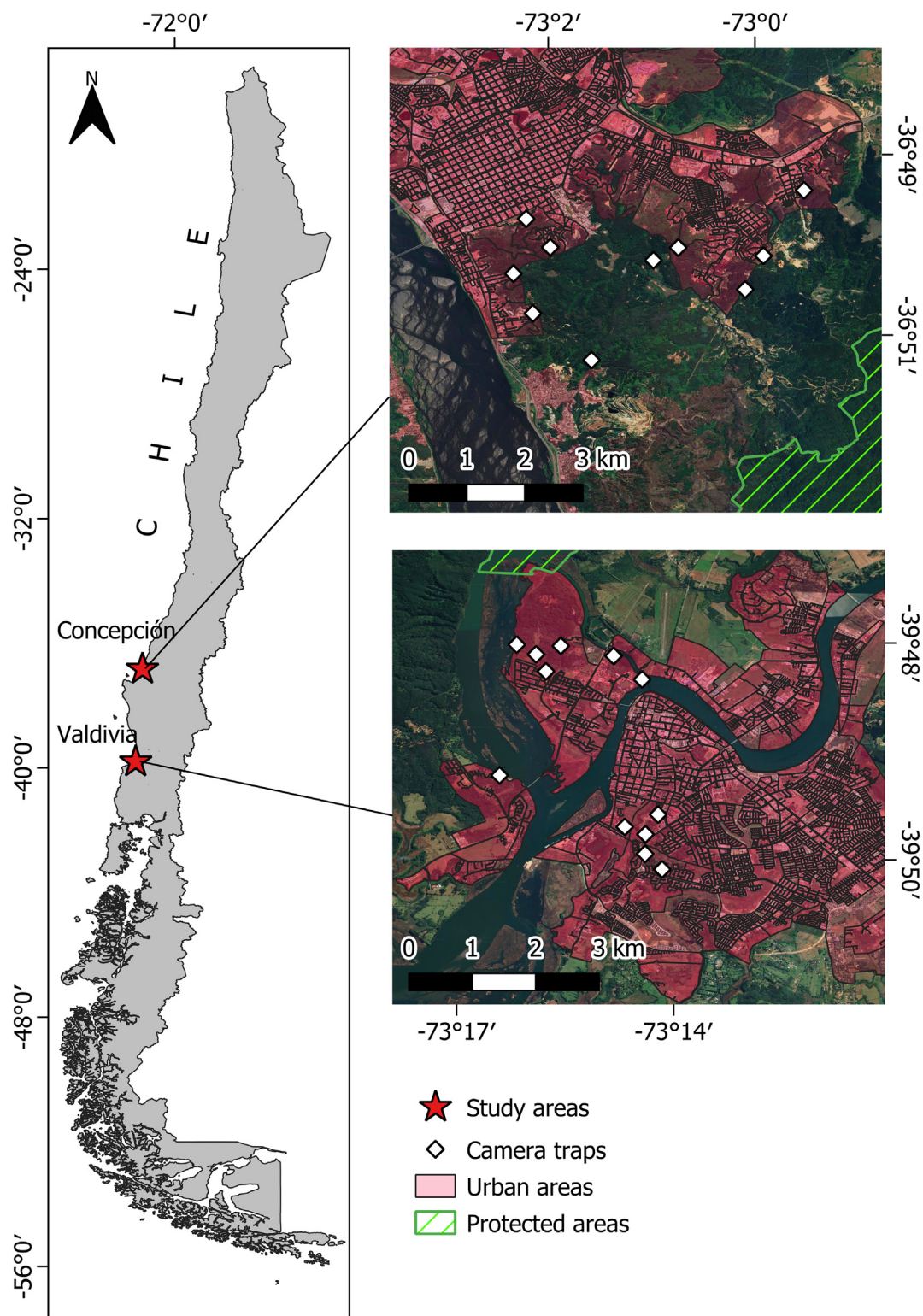


Fig. 1. Map of the study area and the distribution of camera traps in Concepción and Valdivia (Background map data: Google, Maxar Technologies). Urban area borders follow the 2017 National Census cartography (INE, 2018) and protected areas follow the official cartography (BCN, 2020).

affected (Bates et al., 2020). The global reduction in human activity, recently coined 'the Anthropause' (Rutz et al., 2020), was accompanied by a series of sightings of wildlife in cities around the world, disseminated through the press and social media, and echoed in academic publications (e.g., Paital, 2020). These sightings prompted a (renewed) interest in the response of wildlife to the reduction in human activity brought about by lockdown measures (Corlett et al., 2020; Manenti et al., 2020; Rutz et al., 2020; Zellmer et al., 2020). For example, there is evidence from Italy that lockdowns have triggered behavioral changes in both native and invasive vertebrates (Manenti et al., 2020).

In this context, we present novel insights into the presence and ecology of mesocarnivores in two cities of southern Chile within the context of COVID-19-related restrictions. Although restrictions in Chilean urban areas have ranged from partial to full lockdown (with "dynamic quarantines", Cuadrado et al., 2020), a nationwide curfew (22:00 to 5:00) was enacted on 22nd March 2020. Since then, a number of carnivore sightings in Chilean urban areas have captured the public's attention (see Table S1, Supplementary Material). Although the most notable of these were a number of puma (*Puma concolor*) sightings in Santiago (mentioned in Paital, 2020; Rutz et al., 2020; see also <https://youtu.be/AH292i32zxU>), other cities, such as Valdivia, also recorded sightings of carnivores including a puma and even an elephant seal (*Mirounga leonina*) (Table S1, Supplementary Material). In an attempt to collect more standardised and systematic data on the detection of terrestrial wildlife in two cities, Valdivia and Concepción, we took advantage of reduction in human mobility to conduct a preliminary study to document the presence and activity of carnivores in parks, urban forests, university campuses and peri-urban areas during COVID-19 related restrictions.

2. Methods

We conducted an exploratory camera trap study between April 17th and August 10th, 2020 in the city of Valdivia and between May 5th and August 11th in Concepción, southern Chile, corresponding to Austral fall and winter. Valdivia is a medium sized city inhabited by 150,048 citizens (INE, 2019). The city is characterized by the presence of rivers, wetlands, and some forest remnants. Although there are records of nine wild carnivore species in rural areas of the region (Table S2, Supplementary Material), chilla foxes (*Lycalopex griseus*) and invasive American minks (*Neovison vison*) are the only wild terrestrial carnivores that are occasionally detected in some areas of the city (E. Silva-Rodríguez pers. obs.). The city of Concepción is a conurbation inhabited by 719,944 citizens (INE, 2019), and characterized by residential and industrial development along with satellite neighborhoods (Pauchard et al., 2006). The city is bordered in the north and south by wetlands and the Bío Bío river, respectively. Native forest remnants immersed in large non-native tree plantations, and a protected area (Nonguén Natural Reserve; 3039 ha) located 5.7 km away from the urban border, represent the major natural habitats adjacent to urban settings (Fig. 1). Six species of wild carnivores are present in surrounding rural areas

(Table S2, Supplementary Material), but none are known to occur regularly in the city. During the surveys, both cities were under partial lockdown measures, including night curfew (22:00 to 5:00), closure of the University campuses, and the suspension of schools.

In Valdivia, we set up 12 camera traps (Bushnell Trophy Cam Essential, models E2 and E3) in forested areas or wetlands across three areas of the city (Fig. 1) encompassing two University campuses, two urban forests and the border of a suburb. The largest urban forest sampled was c. 150 ha, and was not connected to larger fragments. Cameras were set at short distance from houses and buildings (23–330 m, Median = 89 m) and in forested areas, behind dense vegetation and/or close to rivers and wetlands, at sites that would minimise theft and ensure a minimum distance of 350 m between locations. In Concepción, we set 10 camera traps (Bushnell Trophy Cam Essential and HC801A), although one was stolen and therefore not included in this study. Most of the cameras were installed in forests located in the urban-wildland border in the southeast section of the city (range of distances to border: 22–229 m), except for one camera that was placed 766 m from it (Fig. 1). The minimum distance between camera locations was ca. 500 m.

All cameras were set to take 2 or 3 images/videos per trigger, with a 3 s delay. We did not use scent lures, and placed all cameras ensuring that they would be triggered by movement occurring at ground level. Sampling effort totaled 1054 trap days (42–114 days per camera) in Valdivia and 726 trap days (41–96 days per camera) in Concepción, close to those recommended for vertebrate inventories (Rovero et al., 2013).

We analyzed the data collected calculating two simple—but widely used—metrics: the proportion of cameras that recorded each species, and the camera trapping detection rate (independent pictures/trap-days $\times$ 100). For the latter, we considered records as independent when separated by at least 60 min (Rovero and Marshall, 2009). Finally, we estimated species activity patterns, through kernel density functions, and derived a coefficient of temporal overlap (Ridout and Linkie, 2009) between the activity of chilla foxes (*Lycalopex griseus*, the only native carnivore species with enough records) and that of its main prey (rodents, Martínez et al., 1993; Silva-Rodríguez et al., 2010), an intraguild predator and interference competitor (domestic dog, Silva-Rodríguez et al., 2010) and a potential competitor (domestic cats). Activity patterns and overlap were fitted in R (R Core Team, 2020) using the package overlap (Ridout and Linkie, 2009; Meredith and Ridout, 2020). Overlap estimates may range from 0 to 1 (i.e., from no overlap to full overlap, Ridout and Linkie, 2009). As recommended for sample sizes above 75 events (all but one species analyzed), we used the estimator Dhat4 ($\hat{D}_4$) and generated bootstrap basic0 confidence intervals (Meredith and Ridout, 2020).

3. Results

Surveys in both Valdivia and Concepción recorded a total of seven carnivore species (Table 1, Fig. 2). In Valdivia, the most frequently

Table 1

Camera trapping rate (Records per 100 trap days) and proportion of camera traps that recorded carnivores in two urban areas of southern Chile during COVID-19 partial lockdowns. Species are presented according to their origin, conservation status (following IUCN, 2020), habitat characteristics of sites with detection, and minimum distance (m) to human buildings (MDHB).

Common name	Species	Origin	Status	Habitat	MDHB	Camera trapping rate		Proportion of cameras (%)	
						Concepción	Valdivia	Concepción	Valdivia
Culpeo fox	<i>Lycalopex culpaeus</i>	N	LC	F, R	155	0.0	0.3	0.0	16.7
Chilla fox	<i>Lycalopex griseus</i>	N	LC	F, W, R	23	0.0	11.9	0.0	58.3
Domestic dog	<i>Canis familiaris</i>	D		F, R	23	0.8	7.7	44.4	58.3
Güiña	<i>Leopardus guigna</i>	N	VU	F, W, R	32	2.8	0.7	55.6	41.7
Domestic cat	<i>Felis catus</i>	D		F, W, R	23	0.3	6.9	22.2	66.7
Southern river otter	<i>Lontra provocax</i>	N	EN	F, R	330	0.0	0.1	0.0	8.3
American mink	<i>Neovison vison</i>	I		F, W, R	63	0.0	0.6	0.0	41.7

Origin: Native species (N), Free-ranging domestic carnivores (D), and invasive alien species (I).

Status: Endangered (EN), Vulnerable (VU), Least Concern (LC).

Habitat: Forested areas including native forest, mixed forest and plantations (F), Wetlands (W), River borders (R). Note that a camera may be in more than one habitat category.



Fig. 2. Records of four carnivore species in Valdivia, southern Chile. (a) Southern river otter (*Lontra provocax*), (b) güiña (*Leopardus guigna*), (c) culpeo fox (*Lycalopex culpaeus*) and (d) invasive American mink (*Neovison vison*).

detected species was the chilla fox (126 records), followed by the domestic dog (*Canis familiaris*, 81 records) and the domestic cat (*Felis catus*, 73 records). We also detected the vulnerable güiña (*Leopardus guigna*, 7 records) and the invasive American mink (6 records). Finally, we detected culpeo fox (*Lycalopex culpaeus*) on three occasions and obtained a single record of the endangered southern river otter (*Lontra provocax*). Both chilla foxes and güiñas were detected at very short distances from houses (<40 m) and co-occurred with domestic dogs and cats, whereas the single river otter record was obtained a few meters away from a major river. Other species detected included invasive hares (*Lepus europaeus*), domestic horses (*Equus caballus*) and assorted bird species, the most notable being the stripe-backed bittern (*Ixobrychus involucris*) and the endemic black-throated huet-huet (*Pterotochus tarnii*).

In Concepción, the only native carnivore detected was the güiña. This species was detected at five of the nine camera locations and at a minimum distance of 34 m from the closest house and sidewalk. In contrast, domestic dogs and cats were detected in four and two cameras, respectively (Table 1). Similarly to Valdivia, all three species were found to co-occur at camera locations. Other species recorded in Concepción included both canopy and understory birds, such as the Austral thrush (*Turdus falcklandii*), the black-throated huet-huet and the chucaco tapaculo (*Scelorchilus rubecula*).

The chilla fox in Valdivia was the only native carnivore with enough records to perform further analysis ($n = 126$). Temporal activity was concentrated during nighttime, although diurnal activity was also recorded (Fig. 3a). Chilla foxes showed very high activity overlap with rodents ($\Delta_4 = 0.85$, bootstrap CI [basic0]: 0.79–0.90, Fig. 3b) and relatively low activity pattern overlap with domestic dogs ($\Delta_4 = 0.31$, 0.21–0.42, Fig. 3c). Lastly, chilla foxes had high activity pattern overlap with domestic cats ($\Delta_4 = 0.74$, 0.63–0.85, Fig. 3d).

4. Discussion

Chile is undergoing rapid urbanization (Pauchard et al., 2006; Dobbs et al., 2019), a process that has come at a heavy cost for native wildlife (Silva et al., 2016). In this context, the finding that threatened species—like the güiña—can occur in urban forests and periurban areas at short distances from human infrastructure in both urban areas represents a positive sign that cities might be able to accommodate some wildlife species. Notably, the güiña was the only native carnivore detected in Concepción, the largest city surveyed. In contrast, in Valdivia we detected most of the terrestrial carnivores known to be present in the region (7 out of 11 species, including domestic and invasive species, see Table S2, Supplementary Material) and the presence of puma was also recorded (P. Villagra, pers. comm., Table S1, Supplementary Material). Our results are therefore surprising, considering that the presence and ecology of carnivores in urban areas of Chile is—as in many other countries of the Global South—mostly unknown (Magle et al., 2012). In fact, after searching the Web of Science Core Collection (<http://apps.webofknowledge.com/>, search terms: Urban and carnivore* and Chile, Search Date 2 July 2020), we found no published report on the occurrence of urban terrestrial carnivores in Chile. This is a major barrier to understanding seemingly novel, but anecdotal, records of wildlife, and particularly within the context of COVID-19 related restrictions.

Despite their novelty, some of the most notable records we obtained may not be related to the partial lockdown. For example, the southern river otter is known to be present in the Carlos Anwandter Nature Sanctuary (Franco et al., 2013), a Ramsar site located close to the urban limit of Valdivia, in the same river and at short distance of the site we detected it (Fig. 1). Although its presence in urban areas has not been documented in the scientific literature, its presence near the civic center of the city has been anecdotally reported before (A. Valenzuela-Sánchez

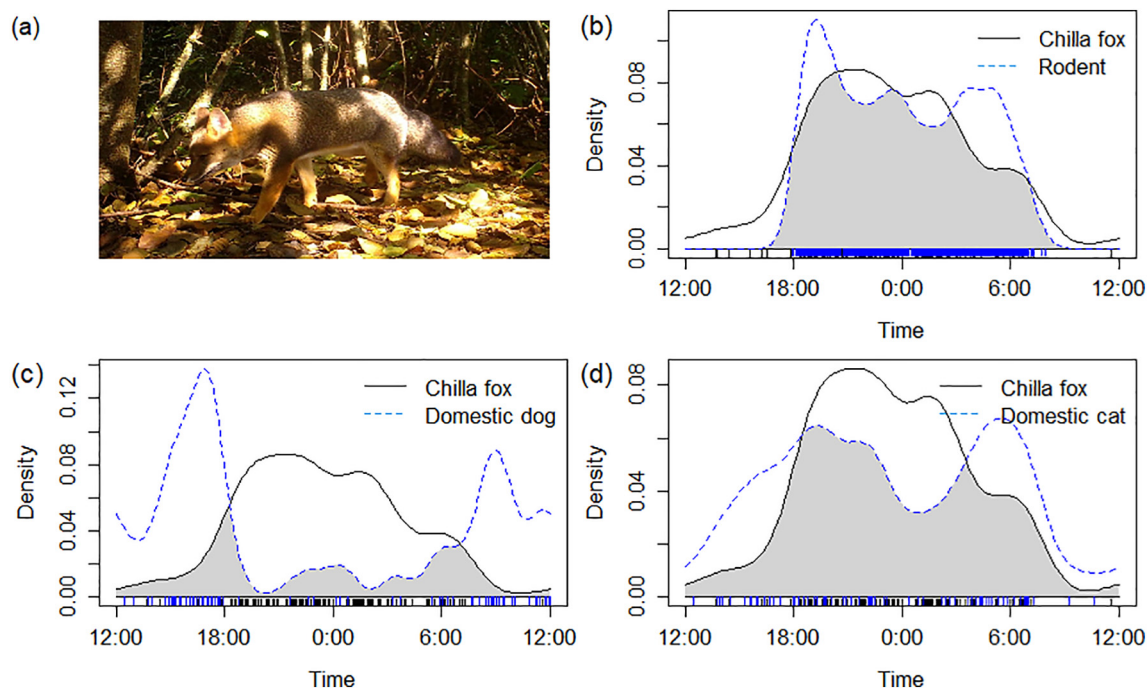


Fig. 3. (a) Daytime record of a chilla fox (*Lycalopex griseus*) in Valdivia, Chile. Activity pattern of chilla foxes ($n = 126$) and its overlap with that of (b) rodents ($n = 778$), (c) domestic dogs ($n = 81$) and (d) domestic cats ($n = 73$) in Valdivia. The time zone corresponds to UTC -4.

pers. comm.) and other otter species utilize urban areas in other areas of the world (e.g., Khoo and Lee, 2020). In contrast, our study noted the presence of the güiña at multiple urban and periurban locations across both cities. These observations are in line with the findings of recent studies highlighting the ability of this species to tolerate higher levels of fragmentation and human-related disturbances in mosaic landscapes than previously thought (see Gálvez et al., 2018). Recent records reported on social media have also documented the presence of güiñas in other urban areas of central Chile in close proximity to people's homes during partial lockdown (see Table S1, Supplementary Material). The presence of güiñas in urban areas could have two alternative explanations. Partial lockdown could have enabled individuals (either adults or dispersing juveniles) to explore urban habitats from nearby rural areas. Alternatively, they could be urban dwellers or visitors that have gone undetected until now. Finally, invasive American mink was detected infrequently, but in several cameras in Valdivia. This mustelid is not considered an urban species (Santini et al., 2019) and it is less frequent in urban areas than in rural areas (Brzeziński et al., 2018). However, its presence in urban and periurban areas of Chile has been previously documented (Sepúlveda et al., 2011; Díaz, 2015). As invasive alien species, mink, along with domestic cats and dogs, represent an important threat to native wildlife occurring in urban (and rural) areas. Our study thus highlights the potential for urban areas to act as an interface between the conservation and management of native and invasive wildlife, respectively.

Although our study design does not allow us to test for an effect of COVID-19-related restrictions, it is nevertheless interesting to consider how such measures could have influenced the behaviour of some of the species detected in this study. For example, one of the chilla fox's main threats is interference competition and intraguild predation by domestic dogs (Silva-Rodríguez et al., 2010), which are particularly abundant in urban areas of Chile (Ibarra et al., 2006). However, despite being common, dogs were detected less often than foxes in Valdivia (Fig. 1), whereas under normal conditions dogs are expected to be the most frequently sighted carnivore in the urban settings considered here. This pattern may have been partially influenced by campus and park closures, which could have led to a decrease in the abundance of stray dogs due to their associations with people and the food they

provide, intentionally or otherwise. For example, one of the study areas (a university campus) is used by up to 40 stray dogs—plus those that are brought by the educational community—and nearly 60% of the c. 10,000 members of the university community admit to feeding these dogs (Rivera, 2015). During campus closure, the number of stray dogs has noticeably dropped. It would appear, therefore, that COVID-related closures have resulted in a substantial reduction in food provisioning for these dogs and their displacement from some areas. This, coupled with the reduction in human activity, could have favored the detection of foxes within campus and during daytime (Fig. 2a). The observation that chilla fox activity was higher when prey was active and lower when dog-related risk was higher is no surprise. Indeed, it is in keeping with the nocturnal patterns recorded for the same species in rural areas in the absence of lockdown measures (e.g., Silva-Rodríguez et al., 2010) and closely resembles patterns of activity overlap reported for urban red foxes (*Vulpes vulpes*), domestic carnivores and mammalian prey in Australia (Gil-Fernández et al., 2020). This combination of novel and recurrent ecological insights, and the lack of suitable baseline or control treatments, highlights the difficulty of attributing changes in behaviour based on anecdotal sightings recorded during lockdown periods, something that we argue can apply to all “unusual” urban wildlife sightings reported during the pandemic.

We therefore finish with a word of caution. Many of the mammal records that have been brought to public attention around the world—such as pumas, coyotes and deer (see Paital, 2020), are already recognized as urban dwellers or visitors (Santini et al., 2019), therefore their occasional presence in urban areas during lockdowns may not be as novel as may seem. Others—such as the species we report here—are not currently associated with urban areas, and their finding could cause surprise. However, in reality, it is difficult to determine whether these records were influenced by COVID-19-related restrictions. For instance, the abundance of mesocarnivores in surrounding wildlands and the contrast between urban and adjacent habitats may favor their presence in both cities (Lidicker, 1999; Clergeau et al., 2006), independent of the potential lockdown effects. Thus, the combination of our increasing ability to observe hard to detect wildlife with the aid of camera traps, the extra time spent at home due to lockdowns, and the ease of publication of rare sightings on social media (e.g., Table S1, Supplementary

Material), is likely to increase unusual records of carnivores in urban areas during this period (Zellmer et al., 2020). This is especially the case in regions like South America that have received much less attention in the urban wildlife ecology literature (Magle et al., 2012). Therefore, what we can really infer from novel carnivore records in urban areas, is that there may be many more urban visitors and dwellers than currently known (as acknowledged by Santini et al., 2019). The COVID-19 pandemic and urban wildlife sightings have evidenced the fact that we know very little about urban carnivores in cities of the Global South.

In order to better understand the effects of this Anthropause on wildlife, we encourage researchers to take advantage of ongoing camera trapping and other species-specific ecological studies in urban-wildland gradients prior to lockdowns (Rutz et al., 2020). In particular, by sampling across multiple cities and implementing an automated detection approach through the use of camera traps, our study fits into the framework recently proposed by Zellmer et al. (2020) for studying changes in urban wildlife in times of COVID-19. Even without a before-after design, studies, such as the one presented here, provide valuable baseline data with which to evaluate trends post COVID-related restrictions. In this, citizen science can also play an important role by providing a cost-effective and engaging way of collecting data across multiple locations during and after lockdown measures. Finally, enhancing international collaborations to include data from multiple sites and regions across the world—as suggested by Rutz et al. (2020)—will ultimately facilitate scaling up from local to global patterns in order to better understand the response of wildlife to the Anthropause.

CRediT authorship contribution statement

Eduardo A. Silva-Rodríguez: Conceptualization, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation, Writing - original draft, Writing - review & editing, Visualization. **Nicolás Gálvez:** Conceptualization, Methodology, Writing - review & editing, Visualization. **George J.F. Swan:** Conceptualization, Writing - review & editing. **Jeremy J. Cusack:** Conceptualization, Methodology, Writing - review & editing. **Dario Moreire-Arce:** Conceptualization, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation, Writing - original draft, Writing - review & editing.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

This study was funded by CONICYT/ANID through Fondecyt 11171006 (to ES-R) and Fondecyt 11181180 (to DM-A). We are grateful to José Infante for preparing the map and the graphical abstract. We thank María Ema Hermosilla and Franco Cortés, from Parque Urbano el Bosque, and Hans Richter, Alfredo Aguilera, Felipe Leiva, Mylthon Jimenez and Richard Luco, from Universidad Austral de Chile for facilitating access to Parque Urbano el Bosque and Universidad Austral de Chile (Jardín Botánico-Campus Isla Teja, Arboretum, Fundo Teja Norte, Campus Miraflores) respectively. Juan González and Diego Aravena helped to install camera traps in Concepción. We thank three anonymous reviewers for insightful comments that helped to improve this manuscript. NG thanks Fondecyt 11170850. GJFS thanks Fondecyt 3190800.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142713>.

References

- Bateman, P.W., Fleming, P.A., 2012. Big city life: carnivores in urban environments. *J. Zool.* 287, 1–23.
- Bates, A.E., Primack, R.B., Moraga, P., Duarte, C.M., 2020. COVID-19 pandemic and associated lockdown as a “Global Human Confinement Experiment” to investigate biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 248, 108665.
- BCN, 2020. Mapas Vectoriales – Mapoteca. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN) https://www.bcn.cl/sit/mapas_vectoriales. (Accessed 19 August 2020).
- Bozek, C.K., Prange, S., Gehrt, S.D., 2007. The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosyst.* 10 (4), 413–425.
- Brzeziński, M., Ignatiuk, P., Żmihorski, M., Zalewski, A., 2018. An invasive predator affects habitat use by native prey: American mink and water vole co-existence in riparian habitats. *J. Zool.* 304 (2), 109–116.
- Castañeda, I., Bellard, C., Jarić, I., Pisanu, B., Chapuis, J.L., Bonnaud, E., 2019. Trophic patterns and home-range size of two generalist urban carnivores: a review. *J. Zool.* 307 (2), 79–92.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L., Dinetti, M., 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biol. Conserv.* 127, 336–344.
- Corlett, R.T., Primack, R.B., Devictor, V., Maas, B., Goswami, V.R., Bates, A.E., Koh, L.P., Regan, T.J., Loyola, R., Pakeman, R.J., Cumming, G.S., Pidgeon, A., Johns, D., Roth, R., 2020. Impacts of the coronavirus pandemic on biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 246, 108571.
- Cuadrado, C., Monsalves, M.J., Gajardo, J., Bertoglia, M.P., Najera, M., Alfaro, T., Canals, M., Kaufmann, J., Peña, S., 2020. Impact of Small-area Lockdowns for the Control of the COVID-19 Pandemic. *medRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2020.05.05.20092106>.
- Díaz, F.A., 2015. Percepción de habitantes aledaños al humedal Angachilla de Valdivia sobre el visón americano (*Neovison vison*). Trabajo de Titulación, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401–406.
- Dobbs, C., Escobedo, F.J., Clerici, N., de la Barrera, F., Eleuterio, A.A., MacGregor-Fors, I., Reyes-Paecke, S., Vásquez, A., Camaño, J.D., Hernández, H.J., 2019. Urban ecosystem Services in Latin America: mismatch between global concepts and regional realities? *Urban Ecosyst.* 22 (1), 173–187.
- Fischer, J.D., Schneider, S.C., Ahlers, A.A., Miller, J.R., 2015. Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conserv. Biol.* 29 (4), 1246–1248.
- Franco, M., Guevara, G., Correa, L., Soto-Gamboa, M., 2013. Trophic interactions of the endangered southern river otter (*Lontra provocax*) in a Chilean Ramsar wetland inferred from prey sampling, fecal analysis, and stable isotopes. *Naturwissenschaften* 100, 299–310.
- Gálvez, N., Guillera-Aroita, G., St. John, F.A., Schüttler, E., Macdonald, D.W., Davies, Z.G., 2018. A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. *J. Appl. Ecol.* 55, 1393–1405.
- Gaynor, K.M., Hohnowski, C.E., Carter, N.H., Brashares, J.S., 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360, 1232–1235.
- Gil-Fernández, M., Harcourt, R., Newsome, T., Towerton, A., Carthey, A., 2020. Adaptations of the red fox (*Vulpes vulpes*) to urban environments in Sydney, Australia. *J. Urban Ecol.* 6 (1), juaa009.
- Ibarra, L., Espinola, F., Echeverría, M., 2006. Una prospección a la población de perros existente en las calles de la ciudad de Santiago, Chile. *Av. Cienc. Vet.* 21, 33–39.
- INE, 2018. Resultados Censo 2017 – Manzanas y Entidades. Instituto Nacional de Estadísticas (INE), Chile <https://ine-chile.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=bc3cfbd4feec49699c1e813ae9a629f>. (Accessed 19 August 2020).
- INE, 2019. Ciudades, Pueblos, Aldeas y Caseríos 2019. Instituto Nacional de Estadísticas (INE), Chile https://geoarchivos.ine.cl/File/pub/Cd_Pb_AI-Cs_2019.pdf. (Accessed 14 June 2020).
- IUCN, 2020. The IUCN red list of threatened species. Version 2020-2. <https://www.iucnredlist.org>. (Accessed 22 September 2020).
- Khoo, M.D.Y., Lee, B.H., 2020. The urban smooth-coated otters *Lutrogale perspicillata* of Singapore: a review of the reasons for success. *Int. Zoo Yearb.* <https://doi.org/10.1111/izy.12262>.
- Lidicker, W.Z., 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landsc. Ecol.* 14, 333–343.
- Loss, S.R., Will, T., Marra, P.P., 2015. Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 46, 99–120.
- Magle, S.B., Hunt, V.M., Vernon, M., Crooks, K.R., 2012. Urban wildlife research: past, present, and future. *Biol. Conserv.* 155, 23–32.
- Manenti, R., Mori, E., Di Canio, V., Mercurio, S., Picone, M., Caffi, M., Brambilla, M., Ficetola, G.F., Rubolini, D., 2020. The good, the bad and the ugly of COVID-19 lockdown effects on wildlife conservation: insights from the first European locked down country. *Biol. Conserv.* 249, 108728.
- Martínez, D.R., Rau, J.R., Murua, R.E., Tilleria, M.S., 1993. Depredación selectiva de roedores por zorros chillas (*Pseudalopex griseus*) en la pluviselva valdiviana. *Chile. Rev. Chil. Hist. Nat.* 66, 419–426.
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127, 247–260.
- Meredith, M., Ridout, M., 2020. Overview of the overlap package. <https://cran.uib.no/web/packages/overlap/vignettes/overlap.pdf>. (Accessed 1 July 2020).
- Newsome, S.D., Garbe, H.M., Wilson, E.C., Gehrt, S.D., 2015. Individual variation in anthropogenic resource use in an urban carnivore. *Oecologia* 178 (1), 115–128.
- Paital, B., 2020. Nurture to nature via COVID-19, a self-regenerating environmental strategy of environment in global context. *Sci. Total Environ.* 729, 139088.

- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., Urrutia, R., 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biol. Conserv.* 127, 272–281.
- R Core Team, 2020. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL: <https://www.R-project.org/>.
- Ridout, M., Linkie, M., 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 14 (3), 322–337.
- Rivera, P.R., 2015. Estudio de la Percepción de la Comunidad Universitaria Sobre los Perros que Deambulan en el Campus Isla Teja de la Universidad Austral de Chile y Evaluación Conductual de un Grupo de Ellos. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Memoria de Título.
- Rovero, F., Marshall, A.R., 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *J. Appl. Ecol.* 46, 1011–1017.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., Meek, P., 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" a review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix* 24, 148–156.
- Rutz, C., Loretto, M.C., Bates, A.E., Davidson, S.C., Duarte, C.M., Jetz, W., Johnson, M., Kato, A., Kays, R., Mueller, T., Primack, R.B., Ropert-Coudert, Y., Tucker, M.A., Wikelski, M., Cagnacci, F., 2020. COVID-19 lockdown allows researchers to quantify the effects of human activity on wildlife. *Nat. Ecol. Evol.* 4, 1156–1159. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1237-z>.
- Šálek, M., Drahníková, L., Tkadlec, E., 2015. Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient. *Mamm. Rev.* 45 (1), 1–14.
- Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., von Hardenberg, A., Ancillotto, L., 2019. One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. *Ecol. Lett.* 22, 365–376.
- Sepúlveda, M.A., Muñoz-Zanzi, C., Rosenfeld, C., Jara, R., Pelican, K.M., Hill, D., 2011. *Toxoplasma gondii* in feral American minks at the Maullin river, Chile. *Vet. Parasitol.* 175 (1–2), 60–65.
- Silva, C.P., Sepúlveda, R.D., Barbosa, O., 2016. Nonrandom filtering effect on birds: species and guilds response to urbanization. *Ecol. Evol.* 6, 3711–3720.
- Silva-Rodríguez, E.A., Ortega-Solis, G.R., Jiménez, J.E., 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecol.* 35, 765–777.
- Soulsbury, C.D., White, P.C., 2016. Human–wildlife interactions in urban areas: a review of conflicts, benefits and opportunities. *Wildl. Res.* 42 (7), 541–553.
- Tucker, M.A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W.F., Fryxell, J.M., Van Moorter, B., Alberts, S.C., et al., 2018. Moving in the Anthropocene: global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science* 359, 466–469.
- Zellmer, A.J., Wood, E.M., Surasinghe, T., Putman, B.J., Pauly, G.B., Magle, S.B., Lewis, J.S., Kay, C.A.M., Fidino, M., 2020. What can we learn from wildlife sightings during the COVID-19 global shutdown? *Ecosphere* 11 (8), e03215.



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Monitoreo de anfibios en la Reserva Costera Valdiviana, Región de Los Ríos

Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez

Copatrocinante: Sr. Andrés Valenzuela Sánchez

Trabajo de Tesina presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de

Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

FERNANDA JAVIERA ZENTENO MONTUSCHI

VALDIVIA

2023

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	ESTADO DEL ARTE	2
2.1	Estado de conservación de los anfibios en el mundo	2
2.2	Monitoreo de anfibios	3
2.3	Anfibios en la Reserva Costera Valdiviana	5
3	MÉTODOS	6
3.1	Área de estudio	6
3.2	Diseño de monitoreo	8
3.3	Procesamiento de datos	9
3.4	Covariables de ocupación y detección	10
3.5	Análisis estadísticos	11
4	RESULTADOS	12
4.1	Riqueza de anfibios y probabilidad de ocupación en ambientes muestreados	12
4.2	Atributos del hábitat y probabilidad de ocupación	13
4.2.1	<i>Alsodes valdiviensis</i>	13
4.2.2	<i>Eupsophus roseus</i>	14
4.2.3	<i>Eupsophus vertebralis</i>	15
5	DISCUSIÓN	17
5.1	Detectabilidad y relación entre atributos del hábitat y ocupación	17
5.2	Importancia del monitoreo efectuado el año 2022	19
5.2.1	Importancia para la Reserva Costera Valdiviana	19
5.2.2	Importancia para el conocimiento de anfibios	20
6	CONCLUSIONES	21
7	REFERENCIAS	22
Anexos	1 Ficha de monitoreo de anfibios	30
	2 Kit de captura anfibios	31
	3 Otros modelos evaluados para <i>Alsodes valdiviensis</i>	31
	4 Otros modelos evaluados para <i>Eupsophus roseus</i>	32
	5 Otros modelos evaluados para <i>Eupsophus vertebralis</i>	32

Calificación del Comité de Titulación

		Nota
Patrocinante:	Sr. Eduardo Silva Rodríguez	7,0
Copatrocinante:	Sr. Andrés Valenzuela Sánchez	7,0
Informante:	Sr. Leonardo Bacigalupe	6,8
Informante:	Sr. Diego Valencia Delgado	7,0

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



Sr. Eduardo Silva Rodríguez

Agradecimientos

Esta tesina es resultado del Convenio de Cooperación para la Conservación entre The Nature Conservancy y la Universidad Austral de Chile. Agradezco a The Nature Conservancy por permitir el acceso a los datos de anfibios y a la Reserva Costera Valdiviana. Especialmente agradezco a los guardaparques Erwin Ovando y Teninson Antillanca, por mostrarme los mágicos rincones de la reserva, y transmitirme su cocimiento y amor por su labor.

Agradezco enormemente a mi profesor patrocinante Eduardo Silva, por dedicarme el tiempo que fuera necesario en este proceso, por las conversaciones de la vida cotidiana y por el inmenso apoyo y ayuda en lo académico. A mi profesor copatrocinante Andrés Valenzuela, gracias por la disposición para ayudarme en todo lo que necesité, y especialmente por compartirme su sabiduría sobre el maravilloso mundo de los anfibios. Gracias José y Esteban, por su paciencia, por nunca negarme una ayuda, por más mínima que fuera, gracias por enseñarme tanto. Agradezco a todo el grupo humano que compone el laboratorio de fauna silvestre, gracias por las risas, los mates y distracciones, pero, sobre todo por el genuino y mutuo apoyo que nos entregamos en nuestros diferentes procesos académicos.

Agradezco a mi familia, por su apoyo incondicional. A mi madre y padre, Lorena y Juan, por entregarme las herramientas necesarias para optar por un camino profesional, por creer en mí, incentivarme a perseguir mis sueños y dejarme volar. A mis abuelas y hermanos, gracias por su preocupación y su cariño. Especialmente a Elena por su inmenso apoyo e incentivo a luchar por lo que quiero. Agradezco la familia que elegí, mis amigas, sin duda cada una me ayudó a llegar hasta acá de una u otra manera, Nadja, Florencia, Francisca, Valeria, Martina, Pía, Camila y María Jesús. Además, a cada ser que me acompañó en algún – o en todo – momento de este hermoso camino, cada historia y anécdota me acompañarán siempre en mi corazón. Por último, como no agradecer a mis compañeros que me acompañaron con sus locuras y cariño en esta travesía universitaria, Axel, Floki y Meli, que hoy en día me cuidan y acompañan desde el cielo.

*... Dedicado a cada estrella que me iluminó,
animal que me sorprendió,
paisaje que me cautivó,
árbol que me enseñó,
mirada, palabra y abrazo,
que me guió a encontrar mi camino profesional,
en pro de la conservación de la biodiversidad.*

Resumen

Los anfibios están entre los grupos de animales más amenazados del mundo, como consecuencia de diversas amenazas antrópicas. Siguiendo esta tendencia, una alta proporción de anfibios en Chile se encuentra en alguna categoría de amenaza. Los monitoreos a largo plazo son importantes para generar información, determinar tendencias poblacionales y evaluar iniciativas de conservación. La tasa de ocupación es un indicador utilizado para el monitoreo de anfibios, esta corresponde al área ocupada por una especie, ajustada por incertidumbre en detección. La Reserva Costera Valdiviana, área privada protegida de 50.820 ha ubicada en el sur de Chile, desde el año 2021 se encuentra implementando un monitoreo de anfibios pionero en nuestro país. El propósito del presente estudio fue determinar la ocupación de algunas especies de anfibios para el año 2022 en 60 sitios dentro de la reserva. Con estos fines, se analizaron datos de detección y no detección de diferentes especies de anfibios utilizando modelos de ocupación de una especie y una estación. Durante el monitoreo se registraron cinco especies de anfibios, que en conjunto ocuparon un 95% del área muestreada. La probabilidad de ocupación de *Eupsophus vertebralis* y *Eupsophus roseus* se estimó en 0,68 (IC 95%= 0,49-0,82) y 0,55 (0,33-0,76) respectivamente, y asoció positivamente a sitios de menor altitud (<500 msnm). *Alsodes valdiviensis* tuvo una probabilidad de ocupación de 0,14 (0,06-0,27) y sólo se detectó en zonas de mayor altitud (>500 msnm). Para mejorar este monitoreo, se sugiere aumentar la duración de los muestreos y evaluar aumentar el esfuerzo de muestreo en áreas de mayor altitud, para aumentar la precisión de los parámetros estimados. Este estudio representa un ejemplo pionero a nivel mundial de un monitoreo de anfibios diseñado en colaboración entre científicos y practicantes de la conservación, e implementado íntegramente por guardaparques en un área protegida privada de gran extensión.

Palabras clave: Modelos de ocupación, monitoreo en áreas protegidas, *Alsodes valdiviensis*, *Eupsophus roseus*, *Eupsophus vertebralis*.

1. INTRODUCCIÓN

La crisis de biodiversidad actual afecta a una gran variedad de especies y ecosistemas. En este contexto, los anfibios son el grupo de vertebrados más amenazado a escala global. Diversos estudios de diferentes partes del planeta han provisto evidencia robusta de declinación de poblaciones de anfibios. La mayor parte de las amenazas a las que se enfrentan estos animales, tales como la pérdida y degradación de su hábitat, enfermedades infecciosas emergentes y contaminación, son de origen antrópico o facilitadas por la acción del ser humano.

Debido a la magnitud del declive de anfibios, surge la necesidad de monitorear sus poblaciones. El monitoreo de poblaciones de una especie es importante para determinar tendencias poblacionales y dilucidar las causas de dichas tendencias, así como para medir la efectividad de medidas de manejo. Lo anterior requiere programas de monitoreo rigurosos y de largo plazo.

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida privada ubicada en la Región de Los Ríos. Dicha área cuenta con un plan de conservación, en donde uno de los objetos de conservación es “Anfibios de Bosque”, el cual se encuentra compuesto por 12 especies de anfibios descritas dentro la RCV y sus alrededores. El año 2021 se realizó un monitoreo piloto de anfibios dentro de la reserva. A partir de los resultados del monitoreo piloto se realizaron ajustes metodológicos, los cuales fueron aplicados para el monitoreo realizado el año 2022. Estos dos años de monitoreo son el inicio de un monitoreo a largo plazo, el cual busca analizar el estado de los anfibios dentro de la RCV a través de la medición de la ocupación de algunas especies, entre otros indicadores, donde uno de ellos es la ocupación. En este contexto, en el presente estudio se busca estimar la probabilidad de ocupación de algunas especies de anfibios que habitan dentro de la RCV a través de datos obtenidos en el año 2022 mediante este monitoreo.

Objetivo general:

Determinar la tasa de ocupación de algunas especies de anfibios presentes dentro de la Reserva Costera Valdiviana durante el año 2022.

Objetivos específicos:

1. Determinar la riqueza de especies de anfibios presentes en los ambientes muestreados.
2. Estimar la probabilidad de ocupación de algunas especies de anfibios.
3. Analizar la relación entre atributos del hábitat y la probabilidad de ocupación de las especies de anfibios encontradas.

2. ESTADO DEL ARTE

2.1. Estado de conservación de los anfibios en el mundo

Los anfibios son uno de los grupos de vertebrados más amenazados de extinción, principalmente por causas antrópicas (Stuart *et al.* 2004, Beebee y Griffiths 2005, Hamer y McDonnell 2008, Wake y Vredenburg 2008, Alroy 2015, Catenazzi 2015). Se estima que alrededor de 200 especies han enfrentado la extinción desde 1980 (McCallum 2007, Alroy 2015, Scheele *et al.* 2019). El año 2004, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) publicó la primera evaluación mundial del estado de conservación de los anfibios, en donde se dio a conocer que un 43% de las especies evaluadas experimentaban disminuciones poblacionales y que el 7,4% estaban catalogadas En Peligro Crítico (Baillie *et al.* 2004). En consistencia con los reportes de la UICN, Grant *et al.* (2016) determinaron que en promedio las poblaciones locales de anfibios en Norte América están desapareciendo a una tasa de 3,8% por año. En el tiempo transcurrido desde entonces, no hay evidencia de que la crisis de declinación de anfibios esté desacelerándose (Wake y Vredenburg 2008, Scheele *et al.* 2019, Neam y Borzée 2021). En efecto, en la actualidad, de un total de 7.448 especies de anfibios evaluadas (excluyendo especies extintas), un 35,0% se encuentra en alguna categoría de amenaza (Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico) (IUCN 2022).

Las amenazas a las que se enfrentan los anfibios en el mundo son múltiples y su importancia varía entre especies (Beebee y Griffiths 2005, Bishop *et al.* 2012, Grant *et al.* 2016). Sin embargo, la mayoría de estas amenazas se relacionan con factores antropogénicos, siendo la principal la pérdida, modificación y fragmentación del hábitat, la cual afecta a un 90% de las especies amenazadas (Stuart *et al.* 2004). Las dos especies conocidas del género *Batrachochytrium*, las cuales provocan la quitridiomycosis de los anfibios, son otra amenaza importante para los anfibios a nivel mundial (Wake y Vredenburg 2008, Alroy 2015, Catenazzi 2015, O'Hanlon *et al.* 2018, Scheele *et al.* 2019). Otras amenazas son el cambio climático, especies introducidas, contaminantes, y la sobreexplotación y comercio de especies (Beebee y Griffiths 2005, Wake y Vredenburg 2008, Collins *et al.* 2009, Gratwicke *et al.* 2010, Hof *et al.* 2011, Abarca 2021).

Chile no es la excepción en la crisis global de declinación de anfibios (Soto-Azat *et al.* 2015). Según el RCE (2022), un 71% de las especies de anfibios presentes en Chile se encuentran en alguna categoría de amenaza (Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico). Según la Lista Roja de UICN, este porcentaje es de un 47% (Soto-Azat *et al.* 2015). Conforme a Lobos *et al.* (2013), dentro del marco del RCE se determinó que las amenazas más recurrentes para los anfibios de Chile incluyen la alteración y pérdida

de hábitat, contaminación y extracción de agua. Según Soto-Azat *et al.* (2015), las principales amenazas son la escasez de agua debido a modificación antropogénica, actividades mineras en el norte y centro de Chile, impactos relacionados con la agricultura, desarrollo residencial en el centro y sur de Chile, plantaciones de árboles exóticos, incendios antropogénicos (pérdida de hábitat), presión del ganado y especies invasoras (e.g., salmónidos y *Xenopus laevis*), esta última incluyendo al hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis* (hongo quítrido) (O’Hanlon *et al.* 2018, Valenzuela-Sánchez *et al.* 2018b), el cual está infectando variadas especies de anfibios en Chile (Soto-Azat *et al.* 2013a, Valenzuela-Sánchez *et al.* 2017, Bacigalupe *et al.* 2019).

2.2. Monitoreo de anfibios

Las disminuciones globales de anfibios han llevado a la necesidad urgente de implementar programas de monitoreo de largo plazo para recopilar información sobre la presencia de especies y detectar potenciales cambios poblacionales (Bailey *et al.* 2004). El monitoreo de largo plazo de poblaciones de anfibios en lugares como Norte América, Europa y Australia ha entregado información crucial para entender de mejor manera por qué estos animales se encuentran declinando y para explorar acciones de conservación que podrían revertir esta situación (Grant *et al.* 2016, Cayuela *et al.* 2022, Reinke *et al.* 2022). Lamentablemente, en la actualidad contamos con un limitado conocimiento sobre las tendencias poblacionales de anfibios en el sur global (Reinke *et al.* 2022). Entre los ejemplos destacables de monitoreos, cabe mencionar el programa de monitoreo de anfibios para América del Norte (Grant *et al.* 2016), el programa de monitoreo realizado por Houlahan *et al.* (2000), el cual incluye poblaciones de anfibios de Europa, Norte América, Centro-Sur América, Asia, África y Oceanía. Finalmente, cabe destacar un monitoreo a largo plazo de *Rhinoderma darwinii*, el cual lleva 9 años en ejecución en Chile (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2018a, 2022).

Existen diversos métodos para el muestreo de anfibios detallados en Corn y Bury (1990) y Heyer *et al.* (1994). Algunos de estos son: registros de encuentros visuales, los cuales pueden tener límite de tiempo y/o de área; registros auditivos (bioacústica), a través de la detección de vocalización de anfibios; inventarios de larvas y huevos; inventario por medio de búsqueda libre y sin restricciones; trampas de caída o “pitfall” (trampas de captura indirecta); captura directa (visualización y captura inmediata). Además, en la actualidad se están implementando otros métodos menos invasivos que los tradicionales, como por ejemplo el eDNA (ADN ambiental) (Pilliod *et al.* 2013, 2014, Ficetola *et al.* 2019). Cada método se debe elegir teniendo en cuenta los objetivos del monitoreo.

Los monitoreos de anfibios a largo plazo sirven para detectar cambios en la distribución y abundancia de especies, pero es importante tener en cuenta que la detección de los individuos en la naturaleza es generalmente imperfecta (Schmidt 2003, 2005). La abundancia es una de las variables más interesantes de analizar, puesto que entrega información sobre la densidad del o los objetos de estudio (Kéry y Royle 2016). Sin embargo, los modelos estadísticos empleados para estimar abundancia pueden ser altamente exigentes en términos de datos, lo que puede implicar un alto esfuerzo de muestreo para algunas especies difíciles de detectar (MacKenzie y Nichols 2004). Por consiguiente, llevar a cabo este tipo de estudios puede resultar difícil de implementar en contextos prácticos de conservación. En este escenario, surge como alternativa monitorear la presencia o ausencia de una especie para obtener información sobre su tasa de ocupación. Específicamente, los modelos de ocupación surgen como una opción útil y viable para programas de monitoreo en anfibios (MacKenzie *et al.* 2002, Bailey *et al.* 2004).

La probabilidad de ocupación corresponde a la probabilidad de que una especie determinada ocupe un sitio durante un período de tiempo específico en el que se asume que los procesos de colonización y extinción no ocurren (Bailey *et al.* 2014, MacKenzie *et al.* 2002, 2017). La estimación de ocupación requiere datos dicotómicos de detección y no detección. Sin embargo, un desafío en el trabajo con animales es que estos pueden encontrarse presentes y no ser detectados (MacKenzie *et al.* 2002). Por ejemplo, en el caso de los anfibios, dado que por sus hábitos suelen encontrarse bajo hojarasca, troncos o incluso bajo tierra (Stebbins y Cohen 1995, Dodd 2010) es probable que algunos individuos aun estando presentes, no sean detectados (Mazerolle *et al.* 2007). Por este motivo, cuando no se toma en cuenta la incertidumbre en detección, pueden ocurrir grandes sesgos en la estimación de los parámetros de interés (Schmidt 2005). Como respuesta a esta incertidumbre en detección, surgen los modelos de ocupación, que ofrecen la posibilidad de modelar la probabilidad de detección e incorporarla en la estimación de ocupación (MacKenzie *et al.* 2002, 2017, Kéry y Schaub 2012). Los modelos de ocupación estáticos cuentan con supuestos generales, estos incluyen que el estado de ocupación de los sitios no cambia durante el período de muestreo (sitio cerrado donde no hay colonización ni extinción), ausencia de falsos positivos, y detección de individuos es independiente en cada ocasión de muestreo y en cada historia de detección (MacKenzie *et al.* 2002). Adicionalmente, estos modelos asumen probabilidad de ocupación (ψ) y detección (p) constante, supuestos que pueden relajarse en la medida que se modelen dichos parámetros como función de covariables relevantes (MacKenzie *et al.* 2002).

A la fecha, los modelos de ocupación han sido ampliamente utilizados para entender la ecología de anfibios. Por ejemplo, para conocer la distribución espacial de especies y como diversos factores influyen en su presencia o ausencia en determinados sitios (e.g., Muths *et al.* 2005, Weir *et al.* 2005, MacKenzie *et al.* 2011), comprender amenazas y sus magnitudes en poblaciones de anfibios (e.g., hongo quítrido;

Adams *et al.* 2010), entre otros. El estudio de la ecología de anfibios resulta crítico para establecer las tendencias poblacionales de diversas especies (Schmidt 2005, Soto-Azat *et al.* 2015), determinar la necesidad de implementar medidas de conservación, y evaluar el éxito o no de dichas medidas (Tanadini y Schmidt 2011, Petitot *et al.* 2014, Adams y Muths 2019). Cabe mencionar que, según nuestro conocimiento, los modelos de ocupación no han sido utilizados con datos de anfibios en Chile.

2.3. Anfibios en la Reserva Costera Valdiviana

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida privada de 50.820 ha ubicada en las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos, Chile. Actualmente, existen 13 especies de anfibios descritas en la RCV o sus alrededores (Tabla 1), la mayoría de estas son endémicas del bosque templado austral de Chile y Argentina (TNC 2021a).

Tabla 1. Lista de especies de anfibios presentes en la Reserva Costera Valdiviana y sus alrededores. Se indica el estado de conservación de cada especie con respecto a la Lista Roja de la UICN y el RCE. Tabla modificada del “Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2021-2026” (TNC 2021a).

Especie	Nombre común	IUCN	RCE
<i>Alsodes valdiviensis</i>	Rana de pecho espinoso de la Cordillera Pelada	EN	EN
<i>Batrachyla antartandica</i>	Rana jaspeada	LC	LC
<i>Batrachyla leptopus</i>	Rana moteada	LC	LC
<i>Batrachyla taeniata</i>	Sapito de antifaz	LC	NT
<i>Calyptocephalella gayi</i>	Rana chilena	VU	VU
<i>Eupsophus calcaratus</i>	Rana de hojarasca austral	LC	LC
<i>Eupsophus roseus</i>	Rana rosácea de hojarasca	LC	VU
<i>Eupsophus vertebralis</i>	Rana terrestre de Valdivia	LC	VU
<i>Hylorina sylvatica</i>	Rana esmeralda	LC	LC
<i>Insuetophrynus acarpicus</i>	Rana verde de Mehuín	EN	EN
<i>Pleurodema thaul</i>	Sapito de cuatro ojos	LC	NT
<i>Rhinoderma darwinii</i>	Ranita de Darwin	EN	EN
<i>Telmatobufo australis</i>	Rana montana de dos líneas	LC	VU

La RCV cuenta con un plan de conservación, en donde uno de los objetos de conservación es “Anfibios de bosque”. Este objeto de conservación considera todas las especies de anfibios potencialmente presentes en la RCV, exceptuando a *Calyptocephalella gayi*, que habita solamente ambientes acuáticos (TNC 2021a). Tres de estas especies se encuentran en categoría de amenaza según

la Lista Roja de la UICN (2022): *Rhinoderma darwinii*, *Alsodes valdiviensis* e *Insuetophrynus acarpicus*. Además, según la clasificación del RCE se agregan a esta lista de especies amenazadas *Eupsophus vertebralis*, *Eupsophus roseus* y *Telmatobufo australis* (TNC 2021a). Las amenazas potenciales para los anfibios identificadas en el plan de conservación de la RCV son el cambio climático, las especies invasoras (incluyendo al hongo quítrido en esta categoría), el camino público, ganado mal manejado (sin supervisión), incendios antrópicos y sustitución histórica de bosque nativo por plantaciones de eucaliptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) (TNC 2021a).

Al momento de la elaboración de los distintos planes de manejo con que ha contado la RCV (Delgado 2005, 2010, Silva-Rodríguez *et al.* 2015, TNC 2021b), la información referente a anfibios ha sido muy escasa. Por este motivo, una de las estrategias incluidas en el plan de conservación 2021-2026 de la RCV denominada “Apoyo a la Investigación”, considera abordar los importantes vacíos de información referentes al estado de los anfibios de bosque y prioriza la implementación del plan de monitoreo de este objeto de conservación (TNC 2021a). Con respecto al plan de monitoreo de anfibios, este se enfoca principalmente en el seguimiento en el tiempo de la “ocupación de anfibios” (TNC 2021b), indicador directamente vinculado a uno de los objetivos de manejo de la reserva. La RCV inició los monitoreos de este objeto de conservación el año 2021 con un diseño piloto, implementado en terreno por los guardaparques de la reserva. Dicho piloto permitió identificar debilidades analíticas, y llevar a cabo ajustes metodológicos, los cuales fueron evaluados como parte de un curso de postgrado (Silva-Rodríguez E., com. pers.) e implementados el año 2022. Considerando la importancia del seguimiento de las etapas iniciales de implementación de un plan de monitoreo, el objetivo de este trabajo es determinar la tasa de ocupación de algunas especies de anfibios presentes dentro de la RCV para el año 2022. Específicamente, se busca determinar la riqueza de anfibios presentes en los ambientes muestreados, estimar la probabilidad de ocupación de algunas especies de anfibios y analizar la relación entre atributos del hábitat y la probabilidad de ocupación de las especies de anfibios encontradas.

3. MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El trabajo se realizó en la Reserva Costera Valdiviana (RCV), creada el año 2003, la cual es un área protegida privada que cuenta con una superficie de 50.820 ha y es administrada por la ONG internacional The Nature Conservancy (TNC) (TNC 2021a). Se encuentra ubicada administrativamente en la cordillera

de la Costa de la Región de Los Ríos, en las comunas de Corral y La Unión (TNC 2021a). La RCV está delimitada por el río Chaihuín al norte y por el río Bueno al sur, al oeste por la comunidad de Huiro, Forestal Valdivia, Factoring Security, el círculo Hueicollano y el océano Pacífico; y por el este con el Parque Nacional Alerce Costero y predios privados (Silva-Rodríguez *et al.* 2015).

La RCV posee una gran diversidad biológica y cultural, encontrándose en un hotspot de biodiversidad mundial (Delgado 2005). Los pisos vegetacionales presentes de acuerdo con Luebert y Pliscoff (2006) son tres: Bosque laurifolio templado costero de *Weinmannia trichosperma* y *Laureliopsis philippiana*; bosque resinoso templado costero de *Fitzroya cupressoides* y bosque laurifolio templado interior de *Nothofagus dombeyi* y *Eucryphia cordifolia* (TNC 2021a). Los tipos forestales con mayor superficie son: siempreverde, bosque de alerce, bosque de coihue de Magallanes y roble-raulí-coihue, respectivamente (TNC 2021a). Adicionalmente, aproximadamente 3.500 ha de la reserva posee plantaciones de eucaliptus (Silva-Rodríguez *et al.* 2018).

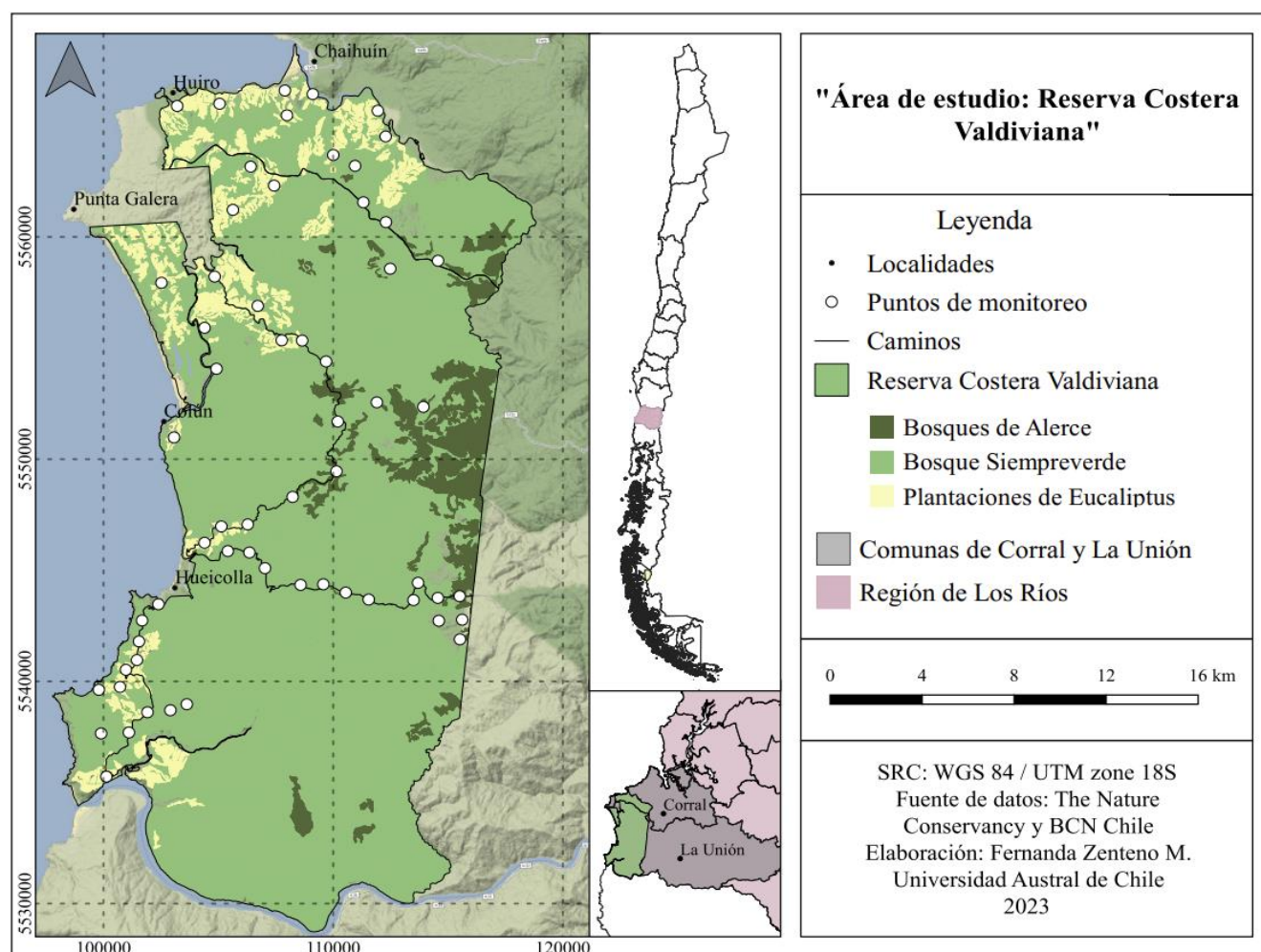


Figura 1. Cartografía área de estudio Reserva Costera Valdiviana. Se muestra la distribución espacial de los 60 puntos de monitoreo.

3.2. Diseño de monitoreo

Como parte del Plan de Monitoreo de la RCV, se incluyó el Plan de Monitoreo de Anfibios (TNC 2021b). El diseño de muestreo fue propuesto en base a Corn y Bury (1990), el cual consistió en búsquedas con limitaciones de tiempo (“Time-Constrained searches”) y sin restricción de área. Dicho método es útil para determinar presencia o ausencia de especies, además de proporcionar datos iniciales sobre los tipos de microhábitats ocupados por especies individuales (Corn y Bury 1990), lo cual apuntó a cumplir los objetivos del presente proyecto.

En un total de 12 días durante la temporada de otoño (entre abril y mayo) de 2022, se realizaron muestreos en 60 sitios, distribuidos en bosque nativo ($n = 40$) y plantaciones de eucaliptus ($n = 20$) dentro de la RCV (Figura 1), ubicados en los mismos puntos de las cámaras trampa utilizadas desde 2015 para el monitoreo de aves y mamíferos de bosque (Silva-Rodríguez *et al.* 2018). La captura se realizó mediante búsqueda activa y aleatoria a través de encuentros visuales sobre el suelo, bajo troncos y piedras, con un tiempo de búsqueda por cada sitio de 15 minutos (TNC 2021b), tomando como punto de partida cada cámara trampa. Al no ser una búsqueda limitada por área, los 60 sitios tuvieron una búsqueda espacial diferente, la cual no está especificada. El monitoreo se realizó siguiendo el “Protocolo monitoreo de anfibios RCV” (2022), el cual pertenece al Plan de Conservación de la RCV y que fue elaborado en colaboración con ONG Ranita de Darwin. Este protocolo incorpora medidas de bioseguridad detalladas en “Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2021-2026” (TNC 2021b). El monitoreo se ejecutó siguiendo el protocolo que se detalla a continuación:

1. Preparar un kit de captura para cada individuo capturado, el cual tiene un código único. Este incluye: bolsa plástica, guantes de nitrilo, código del kit y pinza plástica (Anexo 2).
2. En cada punto el período de búsqueda de individuos es de 15 minutos, empezando desde el punto donde se encuentra instalada la cámara trampa. Anotar en la ficha de registros (Anexo 1) hora de inicio de muestreo y número de sitio.
3. Al visualizar un anfibio, el/la guardaparque primero tiene que utilizar guantes de nitrilo nuevos para capturar al anfibio. Luego, debe depositar al animal en una bolsa plástica nueva, llenar esta de aire, sellarla herméticamente y mantenerla lejos de la luz solar directa. No se debe depositar sustrato dentro de la bolsa, sólo al individuo. Por último, se debe anotar la hora exacta de captura sobre la bolsa.
4. Cuando el animal se encuentra dentro de la bolsa de captura, el/la guardaparque se debe quitar los guantes y guardarlos en otra bolsa nueva, los cuales posteriormente se volverán a utilizar para la manipulación del mismo individuo en la toma de fotografías.

5. El lugar de captura se debe marcar con una pinza para ropa con el código del kit de captura.
6. La identificación las especies capturadas y fotografías (muestreo) se debe realizar inmediatamente luego del periodo de búsqueda de 15 minutos, para asegurar que el animal no estará en un período superior a 30 minutos dentro de la bolsa.
7. Para el muestreo, el/la guardaparque debe posicionarse lo más cerca del suelo, se debe sacar al individuo de la bolsa y tomar una fotografía al código de la bolsa, hora de captura, una fotografía dorsal, ventral y al detalle del ojo del anfibio. Estas deben ser tomadas con el individuo fuera de la bolsa, utilizando esta misma o el guante como superficie de apoyo. Posteriormente se debe identificar la especie y edad (adulto o juvenil) y registrar en la ficha (Anexo 1), finalmente se debe devolver el animal a su bolsa. Esto se debe realizar con cada anfibio capturado en el mismo sitio de muestreo.
8. Al finalizar el proceso con cada individuo capturado en un mismo sitio, se deben liberar en los lugares exactos de captura.
9. Repetir todo el procedimiento anterior partiendo desde otro punto de muestreo.

El monitoreo fue ejecutado íntegramente por el equipo de guardaparques de la RCV, y apoyado en terreno por integrantes del Laboratorio de Fauna Silvestre de la Universidad Austral de Chile y de la ONG Ranita de Darwin. Del total de 60 sitios de muestreo, en 29 sitios el monitoreo fue ejecutado por 3 personas y en 31 sitios por 4 personas. Las capturas se realizaron con autorización del Servicio Agrícola y Ganadero (Resoluciones Exentas N°1352, 1353, 1354, 1355, 1356 y 1460, todas del año 2022). El registro fotográfico de cada ejemplar capturado tuvo como finalidad poder corroborar la identificación a nivel de especie con posterioridad al muestreo.

3.3. Procesamiento de datos

Las fichas de registro de cada sitio de muestreo con las respectivas fotografías de cada especie registrada fueron entregadas por el equipo de guardaparques de la RCV. El procesamiento de la información incluyó las siguientes fases. Primero, se traspasaron los datos de las fichas a una planilla en Excel (2019), luego se compararon los datos con las fotografías para verificar la correcta identificación de especies, y en caso de ser erróneas, corregir los datos en la planilla Excel. Finalmente, para aseverar una correcta identificación las imágenes fueron revisadas por el Dr. Andrés Valenzuela Sánchez, especialista en anfibios.

Una vez finalizada la clasificación de las imágenes, se procedió a la elaboración de las historias de detección. Estas se elaboraron dividiendo el período de 15 minutos en 5 ocasiones de muestreo de 3 minutos cada una. Para cada período de 3 minutos se determinó si cada especie fue o no detectada, asignando un “1” en caso positivo y un “0” en caso negativo. Considerando la cantidad de detecciones de cada especie por sitio muestreado, se elaboraron historias de detección para: 1) todas las especies de anfibios registradas (Amphibia), 2) *E. roseus*, 3) *E. vertebralis* y 4) *A. valdiviensis*. Las restantes especies detectadas (*B. leptopus* y *E. calcaratus*) no contaron con suficientes registros para el ajuste de los modelos de ocupación utilizados en este trabajo.

3.4. Covariables de ocupación y detección

Durante el monitoreo, para cada sitio se anotó en la ficha de registros de anfibios (Anexo 1) los datos de algunas covariables que potencialmente podrían afectar la detectabilidad y ocupación de algunas especies de anfibios en la RCV. Como covariables de detección (p) se usó: 1) número de personas que participó en el muestreo de anfibios (*Personas*), donde las opciones son tres o cuatro personas. El supuesto es que mientras más personas participen en la búsqueda, mayor es la probabilidad de detectar las diferentes especies de anfibios presentes en un sitio (Doan 2003, Weir *et al.* 2005, Mazerolle *et al.* 2007, Petitot *et al.* 2014, Barata *et al.* 2017); 2) presencia de lluvia (*Lluvia*) al momento de realizar la búsqueda. Algunas especies de anfibios pueden encontrarse más activas durante periodos de lluvia, aumentando su detectabilidad (Lips *et al.* 1999, Mazerolle *et al.* 2007, Steelman y Dorcas 2010, Cayuela *et al.* 2012, Guimarães *et al.* 2014). Sin embargo, la lluvia también podría dificultar la visibilidad de los guardaparques en terreno, afectando negativamente la probabilidad de detección.

Como covariables de probabilidad de ocupación (Ψ) se utilizó: 1) tipo de vegetación (*Vegetación*), con las opciones de bosque nativo o plantación de eucaliptus. Con esta covariable se busca comprender si las plantaciones afectan en la ocupación de algunos anfibios, entendiendo que es una amenaza potencial para el objeto de conservación anfibios de bosque (TNC 2021a); 2) altitud (*AltCat*), la cual fue dividida en dos categorías: menor a 500 msnm y mayor o igual a 500 msnm. La alternativa de usar la altitud como una variable continua no fue viable por cuanto los modelos no convergieron. Después del análisis de posibles soluciones, se utilizó el uso de dos categorías. El umbral de 500 msnm fue seleccionado a partir de la exploración de los datos de altitud en conjunto con los registros de las especies. Del total de los sitios, 44 se encuentran bajo los 500 msnm y 16 sobre dicho umbral.

3.5. Análisis estadísticos

El análisis de los datos se realizó usando modelos de ocupación de una especie y una temporada (MacKenzie *et al.* 2002), incluyendo combinaciones entre las covariables de detección y ocupación (Tabla 2). Este análisis se restringió exclusivamente a las especies *E. roseus*, *E. vertebralis* y *A. valdiviensis*. Con respecto a *A. valdiviensis*, la especie fue únicamente detectada sobre los 500 msnm en sitios con bosque nativo de *Fitzroya cupressoides* y *Nothofagus* spp. En consecuencia, para dicha especie se usaron modelos de ocupación para dos conjuntos de datos diferentes: 1) incluyendo todos los sitios de muestreo ($n = 60$), y 2) sólo para los sitios de muestreo que se encuentran ubicados sobre 500 msnm ($n = 16$). En ambos casos, sólo se incorporaron covariables de detección en los modelos (Tabla 2).

Tabla 2. Modelos candidatos para las especies analizadas. Para *E. roseus* y *E. vertebralis* se incluyen todos (16), para *A. valdiviensis* los 4 primeros, y para el grupo “Amphibia” sólo el primero (modelo nulo).

Nombre del modelo	Modelo	Covariable incorporada
Nulo	$p(1), \Psi(1)$	-
Lluvia	$p(\text{Lluvia}), \Psi(1)$	Detección
Personas	$p(\text{Personas}), \Psi(1)$	Detección
Personas y Lluvia	$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(1)$	Detección
Altitud	$p(1), \Psi(\text{AltCat})$	Ocupación
Vegetación	$p(1), \Psi(\text{Vegetación})$	Ocupación
Vegetación y Altitud	$p(1), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	Ocupación
Lluvia + Vegetación y Altitud	$p(\text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	Detección + Ocupación
Personas + Vegetación y Altitud	$p(\text{Personas}), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	Detección + Ocupación
Personas y Lluvia + Altitud	$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(\text{AltCat})$	Detección + Ocupación
Lluvia + Altitud	$p(\text{Lluvia}), \Psi(\text{AltCat})$	Detección + Ocupación
Personas + Altitud	$p(\text{Personas}), \Psi(\text{AltCat})$	Detección + Ocupación
Personas + Vegetación	$p(\text{Personas}), \Psi(\text{Vegetación})$	Detección + Ocupación
Lluvia + Vegetación	$p(\text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación})$	Detección + Ocupación
Personas y Lluvia + Vegetación	$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación})$	Detección + Ocupación
Global	$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	Detección + Ocupación

Los modelos de ocupación fueron ajustados a los datos en el software R 4.2.1 (R Core Team 2023) utilizando el paquete “unmarked” (Fiske y Chandler 2011). Se compararon todos los modelos candidatos para las especies analizadas (ver Tabla 2), donde el mejor modelo para cada especie se eligió en base al Criterio de Información de Akaike (AIC) ajustado para muestras pequeñas (AICc; Burnham y Anderson 2002) mediante el paquete “AICcmodavg” (Mazerolle 2023). Se consideraron plausibles los modelos que tuvieran un valor de ΔAICc (diferencia relativa en los valores de AICc) menor o igual a 2, y aquellos

modelos que tuvieran un mayor peso de Akaike (ω_i) entre los conjuntos de modelos candidatos para cada especie (Burnham y Anderson 2002). Se informan las estimaciones de parámetros (en escala logit) y error estándar (SE) de los modelos plausibles. Para finalizar, las probabilidades estimadas de ocupación (Ψ) y detección (p) se calcularon mediante la función “modavgPred” del paquete “AICcmodavg” (Mazerolle 2023) utilizando el modelo nulo (ocupación y detección constante) para *A. valdiviensis*, *E. roseus*, *E. vertebralis* y el grupo “Amphibia”. Además, utilizando el mejor modelo seleccionado para cada una de las tres especies analizadas, con el fin de calcular el estimado de ocupación en función de las covariables incluidas en los modelos.

4. RESULTADOS

4.1. Riqueza de anfibios y probabilidad de ocupación en ambientes muestreados

Se registraron cinco especies de anfibios en total durante el monitoreo del año 2022 (Tabla 3 y Figura 2). El 87% de todos los sitios contó con la presencia observada de al menos una especie de anfibio. Con respecto a la vegetación, el 83% de los sitios ubicados en bosque nativo y el 95% en plantaciones de eucaliptus, contaron con la detección de al menos una especie (Tabla 3). A nivel de especie, *E. roseus* tuvo detección en un 30% de los sitios en bosque nativo y un 55% en sitios con plantaciones, y *E. vertebralis* tuvo 55% y 63% respectivamente (Tabla 3). Por el contrario, *A. valdiviensis* no fue observada en plantaciones y tuvo detección en un 18% de los sitios en bosque nativo (Tabla 3).

Tabla 3. Especies de anfibios detectadas en el año 2022 en la temporada de otoño para los 60 sitios de monitoreo en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. Se muestra el número de capturas por especie, proporción de sitios con detección de anfibios en bosque nativo ($n = 40$), plantaciones de eucalipto ($n = 20$) y en todos los sitios ($n = 60$), probabilidad de ocupación (Ψ) y probabilidad de detección (p) con intervalos de confianza de un 95%. Estimaciones realizadas con modelos nulos (sin covariables).

Especie	N _{capturas}	Sitios con detección			Ψ	p
		Nativo	Plantación	Total		
<i>Alsodes valdiviensis</i>	18	0,18	0,00	0,12	0,14 (0,06 – 0,27)	0,32 (0,16 – 0,52)
<i>Batrachyla leptopus</i>	3	0,00	0,05	0,02	–	–
<i>Eupsophus calcaratus</i>	8	0,10	0,05	0,08	–	–
<i>Eupsophus roseus</i>	42	0,30	0,55	0,38	0,55 (0,33 – 0,76)	0,21 (0,13 – 0,32)
<i>Eupsophus vertebralis</i>	69	0,55	0,63	0,57	0,68 (0,49 – 0,82)	0,31 (0,23 – 0,39)
Amphibia	140	0,83	0,95	0,87	0,95 (0,65 – 0,99)	0,38 (0,32 – 0,45)

Tomando como base los modelos nulos, los resultados indicaron que la probabilidad de ocupación de anfibios en el área muestreada es de 0,95 (IC 95% = 0,65 – 0,99) y la probabilidad de detección (p) es de 0,38 (IC 95% = 0,32 – 0,45). Las especies *E. vertebralis* y *E. roseus* tuvieron la mayor probabilidad de ocupación (Ψ), siendo esta un 0,68 (IC 95% = 0,49 – 0,82) y 0,55 (IC 95% = 0,33 – 0,76), respectivamente. Por otro lado, *A. valdiviensis* obtuvo una probabilidad de ocupación de 0,14 (IC 95% = 0,06 – 0,27) en la totalidad de los sitios muestreados. Las probabilidades de detección (p) de las especies analizadas fluctuaron entre 0,21 y 0,32 (Tabla 3).

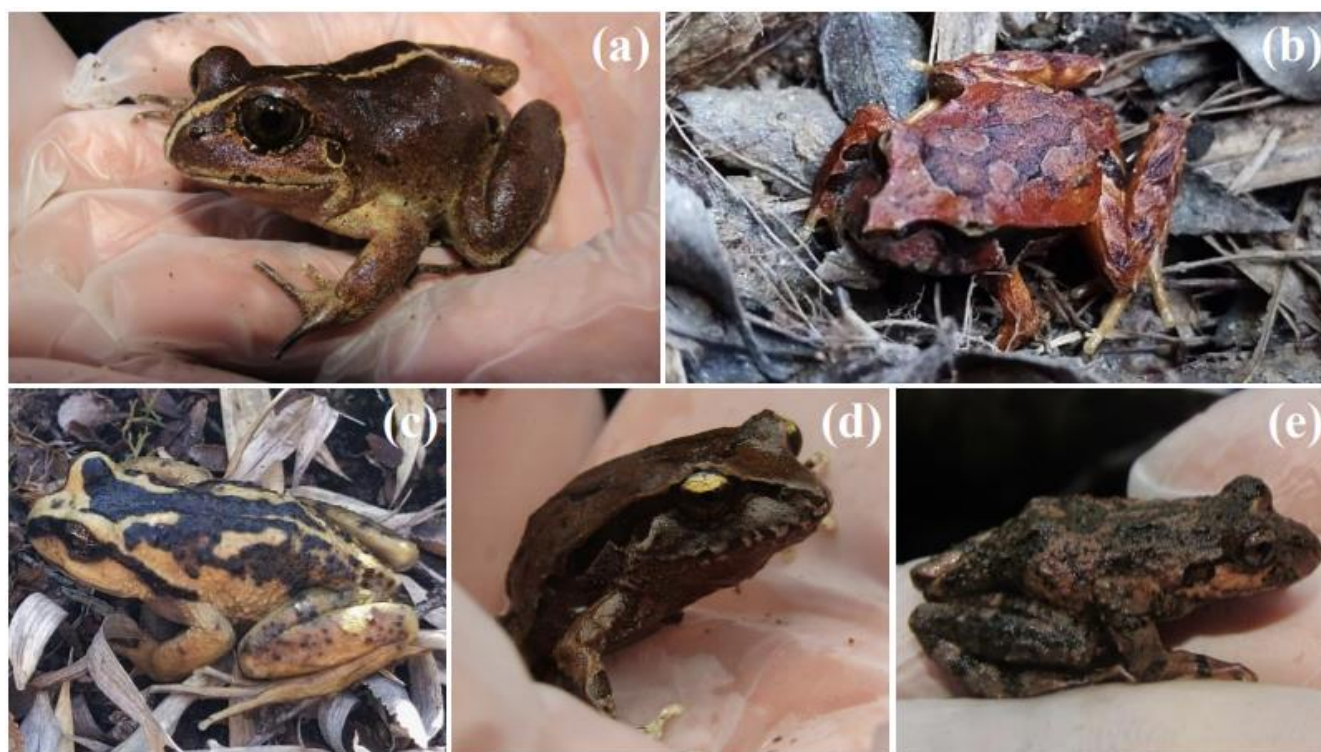


Figura 2. Especies registradas durante el año 2022 en el monitoreo de anfibios en la Reserva Costera Valdiviana, sur de Chile. (a) *Eupsophus vertebralis*, (b) *Eupsophus roseus*, (c) *Alsodes valdiviensis*, (d) *Eupsophus calcaratus* y (e) *Batrachyla leptopus*. Las especies se encuentran ordenadas de manera descendiente según el número de capturas (ver Tabla 3).

4.2. Atributos del hábitat y probabilidad de ocupación

4.2.1. *Alsodes valdiviensis*

El mejor modelo seleccionado para esta especie es el nulo, el cual considera detección y ocupación constante (Tabla 5). Si bien los dos primeros modelos (nulo y lluvia) tienen un nivel de soporte similar

(Tabla 4), la adición del parámetro lluvia no mejora el modelo de detección y el efecto de esta variable no es significativo (Estimado = 1,3; IC 95% = -0,8 – 3,4; $z = 1,2$; $P = 0,23$; ver Anexo 3.1). Debido a que la especie no se registró en zonas bajas (<500 msnm), de acuerdo con el mejor modelo *A. valdiviensis* la ocupación de los sitios ubicados sobre los 500 msnm es de 0,52 (IC 95% = 0,23 – 0,79).

Tabla 4. Selección de modelos de ocupación que incluyen covariables de detección (p) que se espera que influyan en la ocupación (Ψ) de *A. valdiviensis*. Análisis realizado con los datos de los puntos de monitoreo que se encontraban sobre los 500 msnm ($n = 16$). Con el subconjunto de datos de sitios sobre 500 msnm ($n = 16$).

Modelo	K	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
$p(1), \Psi(1)$	2	71,25	0,00	0,57
$p(Lluvia), \Psi(1)$	3	72,98	1,73	0,24
$p(Personas), \Psi(1)$	3	74,27	3,02	0,13
$p(Personas, Lluvia), \Psi(1)$	4	75,66	4,42	0,06

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; $\Delta AICc$: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i : Peso de Akaike del modelo.

Tabla 5. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) para ocupación (Ψ) y detección (p) del mejor modelo de ocupación seleccionado para *A. valdiviensis*.

Parámetro		Estimado	SE	Z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,06	0,64	0,09	0,926
p	Intercepto	-0,77	0,44	-1,78	0,076

4.2.2. *Eupsophus roseus*

El mejor modelo seleccionado para esta especie es el modelo altitud (Tabla 6), el cual considera detección constante y ocupación asociada positivamente a los sectores ubicados a menos de 500 msnm (Tabla 7). Los primeros 5 modelos acumulan la mayor parte del peso de Akaike (0,83) y en todos está presente la covariable de altitud. Los cuatro primeros modelos tienen un nivel de soporte similar (Tabla 6), y el efecto de altitud es similar en la totalidad de dichos modelos (Anexo 4). Por otro lado, el segundo y tercer modelo incluyen covariables de detección, sin embargo, la adición de dichas variables no mejora los modelos (Tabla 6) y su efecto no es significativo (Anexo 4). De acuerdo con el mejor modelo, *E.*

roseus la ocupación de sitios ubicados bajo y sobre los 500 msnm es de 0,72 (IC 95% = 0,38 – 0,91) y 0,09 (IC 95% = 0,01 – 0,45), respectivamente.

Tabla 6. Selección de modelos de ocupación que incluyen covariables que se espera que influyan en la ocupación (Ψ) y detección (p) de *E. roseus*.

Modelo	k	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
$p(1), \Psi(\text{AltCat})$	3	204,95	0,00	0,32
$p(\text{Personas}), \Psi(\text{AltCat})$	4	206,11	1,16	0,18
$p(\text{Lluvia}), \Psi(\text{AltCat})$	4	206,61	1,66	0,14
$p(1), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	4	206,88	1,93	0,12
$p(\text{Personas}), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	5	208,12	3,17	0,07
$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(\text{AltCat})$	5	208,29	3,34	0,06
$p(\text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	5	208,44	3,49	0,06
$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación}, \text{AltCat})$	6	210,27	5,32	0,02
$p(1), \Psi(\text{Vegetación})$	3	212,87	7,92	0,01
$p(\text{Personas}), \Psi(\text{Vegetación})$	4	213,80	8,84	0,00
$p(1), \Psi(1)$	2	214,13	9,18	0,00
$p(\text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación})$	4	214,52	9,57	0,00
$p(\text{Personas}), \Psi(1)$	3	214,86	9,91	0,00
$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(\text{Vegetación})$	5	216,01	11,06	0,00
$p(\text{Lluvia}), \Psi(1)$	3	216,14	11,19	0,00
$p(\text{Personas}, \text{Lluvia}), \Psi(1)$	4	217,16	12,21	0,00

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; $\Delta AICc$: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i : Peso de Akaike del modelo.

Tabla 7. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) para ocupación (Ψ) y detección (p) del mejor modelo de ocupación seleccionado para *E. roseus*.

	Parámetro	Estimador	SE	Z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,94	0,73	1,29	0,196
	AltCat	-3,25	1,24	-2,63	0,009
p	Intercepto	-1,31	0,30	-4,43	< 0,001

4.2.3. *Eupsophus vertebralis*

El mejor modelo seleccionado (Personas y Lluvia + Altitud) incluye las covariables de “Personas” y “Lluvia” en detección, y “AltCat” para ocupación (Tabla 8). Este modelo nos indica que la probabilidad de ocupación fue menor sobre los 500 msnm, mientras que probabilidad de detección aumenta cuando el

número de personas que monitorean es mayor, y es menor en la presencia de lluvia (Tabla 9). De acuerdo con el mejor modelo *E. vertebralis* la ocupación de los sitios ubicados bajo y sobre los 500 msnm es 0,79 (IC 95% = 0,54 – 0,92) y 0,43 (IC 95% = 0,20 – 0,70), respectivamente.

Tabla 8. Selección de modelos de ocupación que incluyen covariables que se espera que influyan en la ocupación (Ψ) y detección (p) de *E. vertebralis*.

Modelo	k	AICc	Δ AICc	ω_i
p (Personas, Lluvia), Ψ (AltCat)	5	294,72	0,00	0,32
p (Personas, Lluvia), Ψ (1)	4	296,61	1,89	0,12
p (Personas, Lluvia), Ψ (Vegetación +AltCat)	6	296,91	2,19	0,11
p (Lluvia), Ψ (AltCat)	4	297,15	2,43	0,09
p (Personas), Ψ (AltCat)	4	297,66	2,93	0,07
p (Personas), Ψ (1)	3	298,53	3,81	0,05
p (Personas, Lluvia), Ψ (Vegetación)	5	298,79	4,07	0,04
p (Lluvia), Ψ (1)	3	299,02	4,29	0,04
p (1), Ψ (AltCat)	3	299,08	4,36	0,04
p (Lluvia), Ψ (Vegetación, AltCat)	5	299,42	4,70	0,03
p (Personas), Ψ (Vegetación, AltCat)	5	299,60	4,88	0,03
p (1), Ψ (1)	2	300,12	5,40	0,02
p (Personas), Ψ (Vegetación)	4	300,78	6,06	0,02
p (Lluvia), Ψ (Vegetación)	4	300,98	6,26	0,01
p (1), Ψ (Vegetación, AltCat)	4	301,17	6,45	0,01
p (1), Ψ (Vegetación)	3	302,20	7,48	0,01

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; Δ AICc: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i : Peso de Akaike del modelo.

Tabla 9. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) para ocupación (Ψ) y detección (p) del mejor modelo de ocupación seleccionado para *E. vertebralis*.

	Parámetro	Estimador	SE	Z	P-valor
Ψ	(Intercepto)	1,30	0,59	2,21	0,027
	AltCat	-1,56	0,80	-1,97	0,049
	(Intercepto)	-0,97	0,31	-3,15	0,002
p	Personas (4)	0,80	0,37	2,18	0,029
	Lluvia (Si)	-0,87	0,38	-2,28	0,022

5. DISCUSIÓN

El monitoreo de anfibios ejecutado el año 2022 en la Reserva Costera Valdiviana entrega información valiosa acerca de algunos anfibios que habitan en dicha área protegida. Los principales hallazgos del presente estudio revelan una alta probabilidad de encontrar alguna especie de anfibio en la RCV, donde la altitud es la variable que mejor explica la ocupación de hábitats por parte de las especies analizadas, incidiendo de una manera específica para cada especie. Por otro lado, se demuestra que el diseño de monitoreo empleado es ejecutable y eficaz para monitorear algunas especies de anfibios de hábitos terrestres.

5.1. Detectabilidad y relación entre atributos del hábitat y ocupación

En general la probabilidad de detección de las especies incluidas en el monitoreo, así como la de anfibios como grupo, fue alta (la mínima 0,21 y la máxima 0,38) en relación con lo que se observa frecuentemente para otros taxa que son frecuentemente monitoreados en la Reserva Costera Valdiviana. Por ejemplo, la probabilidad de detección de mamíferos de mayor tamaño corporal suele ser inferior al 20% en la RCV (ver Silva-Rodríguez *et al.* 2018, Riquelme 2020). Sin perjuicio de lo anterior, y en consideración a las recomendaciones de MacKenzie *et al.* (2017), dadas las combinaciones de ocupación y probabilidad de detección registradas, podría ser recomendable aumentar la duración de los muestreos (y por consiguiente el número de ocasiones de muestreo), lo que permitiría reducir la incertidumbre en detección y aumentar la precisión de las estimaciones. Por otro lado, los análisis del componente de detección de los modelos de *E. vertebralis*, sugieren que la detectabilidad aumenta cuando es mayor el número de personas que participan del muestreo, y es menor cuando llueve. Lo primero era esperable, siendo un supuesto apoyado por diversos estudios, entre ellos Doan (2003). Por el contrario, con respecto a lo último, algunos autores asumen que los anfibios están más activos en época de lluvias, dadas las condiciones de temperatura y humedad (e.g., Rueda *et al.* 2006), por lo que el resultado obtenido podría deberse a una mayor dificultad de búsqueda para los participantes del monitoreo bajo escenarios de precipitaciones, como se explica en Schmidt (2005). Dichas variables se pueden tomar en consideración para monitoreos futuros, con el fin de aumentar la probabilidad de detección (Tanadini y Schmidt 2011), ajustando los muestreos (si es posible) en horarios donde pueda participar un mayor número de personas y sin precipitaciones.

En el caso específico de *A. valdiviensis*, fue posible estimar ocupación y además presenta probabilidades de detección relativamente altas. Si bien en el análisis generado con todos los sitios de muestreo la ocupación fue relativamente baja (Tabla 3), esto se explica debido a que este anfibio se encuentra claramente asociado a los sectores de mayor altitud, lo cual se demuestra en el análisis de ocupación con los datos de sitios altos, asimismo, los resultados obtenidos se respaldan en lo descrito por Formas *et al.* (2002), con respecto al hábitat de esta especie. Considerando que existe escasa información sobre *A. valdiviensis* (Olivares *et al.* 2014, Charrier 2019), y que dentro de las especies para las cuales este monitoreo es adecuado es la única que se encuentra catalogada En Peligro (RCE 2022, IUCN 2022), se propone considerar la posibilidad de aumentar los puntos de monitoreo en las zonas altas de la reserva (actualmente se monitorean 16 sitios sobre los 500 msnm). Lo anterior permitiría contar con un monitoreo que presente mayor sensibilidad para detectar potenciales cambios en el área ocupada por esta especie.

En términos de las características de hábitat que inciden en la ocurrencia de los anfibios, los mejores modelos para las tres especies estudiadas sugieren que la altitud es la covariable que mejor explica la ocupación de hábitats (entre las covariables analizadas). Sin embargo, no es del todo claro cuál es el mecanismo biológico que explica este patrón, por cuanto no fue posible incluir covariables de microhábitat que suelen ser relevantes para el uso del espacio de anfibios, como por ejemplo estructura de la vegetación (Valenzuela-Sánchez *et al.* 2019), tipo de sustrato (e.g., rocas, troncos caídos, hojarasca; Velasco *et al.* 2018), distancia a cuerpos de agua (Davies *et al.* 2019), y microclima (e.g., temperatura, humedad; Crossland *et al.* 2005, Pellet y Schmidt 2005, Tanadini y Schmidt 2011, Guimarães *et al.* 2014). Las covariables mencionadas anteriormente podrían ser incorporadas en estudios futuros para comprender mejor el uso de algunas especies en la RCV.

Nuestros resultados demuestran que las plantaciones de eucaliptus no afectan negativamente la probabilidad de ocupación de *E. roseus* y *E. vertebralis* en la RCV. Lo anterior podría ser explicado por el hecho de que dichas plantaciones se encuentran sin manejo durante al menos 20 años y en consecuencia poseen denso sotobosque nativo (Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Silva-Rodríguez *et al.* 2019). Es también importante señalar que observaciones anecdóticas sugieren que *E. roseus* es una especie relativamente tolerante a la degradación del bosque nativo, por ejemplo, siendo una especie común en parques urbanos, entre ellos Parque Urbano El Bosque (Morales *et al.* 2022), Parque Saval y Arboretum (Holzapfel 2007) de la ciudad de Valdivia, ubicada aproximadamente a 45 km de nuestro sitio de estudio. Es importante destacar que dichos parques urbanos se caracterizan por presentar o haber presentado recientemente algún nivel de manejo de la vegetación (e.g., raleo) y una mezcla de especies vegetales nativas y exóticas, además de contar con pequeños esteros cerca de los cuales los individuos

de esta especie se reproducen. En cualquier escenario, y tal como se ha sugerido anteriormente en relación con otras especies de fauna presente en la RCV (Silva-Rodríguez *et al.* 2019), nuestros resultados en plantaciones abandonadas no deberían extrapolarse a plantaciones comerciales que presentan un tipo de manejo del hábitat completamente diferente al de la RCV.

5.2. Importancia del monitoreo efectuado el año 2022

5.2.1. Importancia para la Reserva Costera Valdiviana

Los resultados obtenidos mediante el presente estudio otorgan información inicial para el indicador de ocupación del objeto de conservación anfibios de bosque en marco del plan de monitoreo de anfibios a largo plazo de la RCV. Lo anterior cobra gran importancia para la reserva, puesto que hasta la fecha existen importantes vacíos de conocimiento sobre los anfibios de bosque dentro de la RCV (TNC 2021a). El diseño empleado en el presente monitoreo fue capaz de resolver el problema fundamental que se produjo durante el piloto del año 2021, donde no fue posible ajustar modelos de ocupación. La principal diferencia es que, en el monitoreo piloto se elaboraron las historias de detección en función de cada observador, en contraste al año 2022, donde se construyeron en base a la subdivisión temporal del período de muestreo.

El programa de monitoreo, en su formato actual, permitió la estimación de la tasa de ocupación para tres de las doce especies incluidas en el objeto de conservación anfibios de bosque (ver Tabla 3). Estas tres especies corresponden a anfibios terrestres que suelen encontrarse bajo troncos, rocas y hojarasca (Charrier 2019, TNC 2021a). Esto se explica debido a que el diseño de monitoreo está enfocado exclusivamente en ambientes terrestres (TNC 2021b), lo cual es consecuencia de limitaciones logísticas relacionadas con la ejecución del monitoreo, por lo que se optó por utilizar los puntos de las cámaras trampa (pensadas para detectar mamíferos). Otras especies que se encuentran fuertemente asociadas a cuerpos de agua dentro del bosque, tales como *Telmatobufo australis* (especie detectada en 2021), *Hylorina sylvatica* e *Insuetophrynus acarpicus* (Lobos *et al.* 2013, Charrier 2019), o que presentan distribuciones muy parchosas, como *Rhinoderma darwinii* (Soto-Azat *et al.* 2013b), podrían requerir un diseño de monitoreo diferente al utilizado en el presente estudio. Para aquello, una alternativa es realizar un diseño estratificado. Por ejemplo, para *R. darwinii* se podría seleccionar un porcentaje mayor de sitios con bosque nativo maduro (lugar donde dicha especie es más abundante; ver Valenzuela-Sánchez *et al.* 2018a, 2022), y para *H. sylvatica*, *I. acarpicus* y *T. australis* se podría seleccionar un porcentaje de sitios

cercanos a cuerpos de agua. A pesar de que el diseño actual no es el ideal para todas las especies de anfibios de bosque, es un buen punto de partida y queda demostrado que es ejecutable y factible de implementar. Cabe recalcar que la finalidad del monitoreo implementado no es realizar un estudio científico, sino que seguir en el tiempo el estado de los anfibios de bosque dentro de la reserva, con un diseño tal que permita ser ejecutado íntegramente por guardaparques y con los recursos disponibles de un área protegida (TNC 2021ab). En consecuencia, posibles modificaciones al diseño actualmente en uso deberán considerar estas limitantes e incorporarlas al diseño.

5.2.2. Importancia para el conocimiento de anfibios a nivel nacional y global

La ejecución exitosa del presente monitoreo representa un avance importante a nivel nacional en relación con la conservación de anfibios. El presente monitoreo es pionero en su tipo a nivel nacional, y a pesar de estar en sus inicios, tiene el potencial de proporcionar información valiosa sobre algunas especies, contribuyendo al conocimiento existente de algunos anfibios que habitan en el país, lo cual en un futuro puede permitir dirigir los esfuerzos de conservación de manera efectiva en otras áreas fuera de la reserva donde habitan dichas especies, contribuyendo a la conservación de los anfibios en Chile. Además, se abre la posibilidad a que el diseño de muestreo descrito en este estudio sirva como ejemplo y aprendizaje para futuras iniciativas de monitoreo de anfibios en otras áreas protegidas en Chile (con ciertos ajustes metodológicos según el área y objetivos).

Una de las fortalezas más importantes del presente monitoreo es que es un ejemplo piloto del diseño e implementación de un monitoreo de anfibios ejecutado en colaboración entre científicos y practicantes de la conservación, que en este caso son los guardaparques. Existen diversos estudios que demuestran la importancia de este tipo de monitoreos colaborativos (e.g., Hahn *et al.* 2006, Cook *et al.* 2013, Brunson y Baker 2016, Beier *et al.* 2017), donde se sugiere que la colaboración es crucial en el campo de la conservación del medio ambiente, ya que combina el conocimiento científico con la experiencia práctica en terreno, donde todos los participantes cumplen un papel relevante en el monitoreo con la finalidad de proveer información clave para el manejo de un área protegida. En nuestro estudio, la labor del equipo de guardaparques es crucial, quienes desempeñan un papel esencial en el monitoreo, siendo los principales responsables de ejecutar el muestreo en su totalidad, aportando con su conocimiento local, experiencia en la gestión de áreas protegidas y su capacidad para implementar las actividades de monitoreo de manera efectiva. Por otro lado, los científicos aportan con su experiencia en el diseño de la metodología, la recopilación y el análisis de los datos obtenidos en terreno, como la interpretación de

los resultados. Este tipo de proyectos colaborativos puede aumentar la probabilidad de proveer evidencia científica que sea efectivamente utilizable en conservación, llevando a una mejor toma de decisiones (Wall *et al.* 2017). Además, como señala Enquist *et al.* (2017), este tipo de esfuerzos colaborativos fomentan la confianza y compromiso de las partes involucradas, lo cual resulta crítico al momento de sostener programas de monitoreo de largo plazo.

6. CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que el monitoreo de anfibios ejecutado el año 2022 en la Reserva Costera Valdiviana se implementó exitosamente, entregando información valiosa sobre algunas especies de anfibios presentes en esta área protegida privada. Sin perjuicio de lo anterior, se puede evaluar aplicar un diseño de monitoreo estratificado y un aumento en el número de sitios de muestreo, con la finalidad de incrementar datos para ajustar modelos ocupacionales en otras especies. También se puede evaluar un aumento en el tiempo de muestreo de cada sitio, de modo de permitir incrementar el número de ocasiones de muestreo con la finalidad de reducir la incertidumbre en detección. Considerando los resultados obtenidos, se evidencia que el monitoreo actual es adecuado para un subconjunto de especies de hábitos terrestres y de fácil detección. En vista del rol de la altitud en la presencia de anfibios en la RCV y el hecho de que hay pocos puntos de monitoreo ubicados en zonas altas, pero que estas zonas son usadas por una de las especies prioritarias y con gran potencial de investigación, se recomienda considerar para los futuros monitoreos aumentar el esfuerzo de muestreo en dichos sectores.

7. REFERENCIAS

- Abarca JG. 2021. Anfibios en peligro: amenazas y estrategias efectivas de conservación. *Biocenosis* 32(1): 33-45.
- Adams MJ, E Muths. 2019. Conservation research across scales in a national program: How to be relevant to local management yet general at the same time. *Biological conservation* 236: 100-106.
- Adams MJ, ND Chelgren, D Reinitz, RA Cole, LJ Rachowicz, S Galvan, ..., M Leu. 2010. Using occupancy models to understand the distribution of an amphibian pathogen, *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Ecological Applications* 20(1): 289-302.
- Alroy J. 2015. Current extinction rates of reptiles and amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(42): 13003-13008.
- Bacigalupe LD, IA Vásquez, SA Estay, A Valenzuela-Sánchez, M Alvarado-Rybak, A Peñafiel-Ricaurte, AA Cunningham, C Soto-Azat. 2019. The amphibian-killing fungus in a biodiversity hotspot: Identifying and validating high-risk areas and refugia. *Ecosphere* 10(5): e02724.
- Bailey LL, DI MacKenzie, JD Nichols. 2014. Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution* 5(12): 1269-1279.
- Bailey LL, TR Simons, KH Pollock. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14(3): 692-702.
- Baillie J, C Hilton-Taylor, SN Stuart. 2004. 2004 IUCN red list of threatened species: A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 56-59 p.
- Barata IM, RA Griffiths, MS Ridout. 2017. The power of monitoring: optimizing survey designs to detect occupancy changes in a rare amphibian population. *Scientific Reports* 7(1): 16491.
- Beebee TJ, RA Griffiths. 2005. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology?. *Biological conservation* 125(3): 271-285.
- Beier P, LJ Hansen, L Helbrecht, D Behar. 2017. A how-to guide for coproduction of actionable science. *Conservation Letters* 10(3): 288-296.
- Bishop PJ, A Angulo, JP Lewis, RD Moore, GB Rabb, JG Moreno. 2012. The Amphibian Extinction Crisis-what will it take to put the action into the Amphibian Conservation Action Plan?. *S.A.P.I.E.N.S.* 5: 2.
- Brunson MW, MA Baker. 2016. Translational training for tomorrow's environmental scientists. *Journal of Environmental Studies and Sciences* 6: 295-299.
- Burnham KP, DR Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical-theoretical approach. Second edition. New York, USA. Springer.

- Catenazzi A. 2015. State of the world's amphibians. *Annual Review of Environment and Resources* 40(1): 91-119.
- Cayuela H, A Besnard, A Bechet, V Devictor, A Olivier. 2012. Reproductive dynamics of three amphibian species in Mediterranean wetlands: the role of local precipitation and hydrological regimes. *Freshwater Biology* 57(12): 2629-2640.
- Cayuela H, B Monod-Broca, JF Lemaître, A Besnard, JM Gippet, BR Schmidt, ..., JP Léna. 2022. Compensatory recruitment allows amphibian population persistence in anthropogenic habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119(38): e2206805119.
- Charrier A. 2019. Anfíbios de los Bosques de la Zona Centro Sur y Patagonia de Chile. Guía de campo. Biobío-Ñuble, Chile. Ediciones Corporación Chilena de la Madera. p. 17-23, 63, 126-128.
- Collins JP, ML Crump, TE Lovejoy. 2009. Extinction in Our Times: Global Amphibian Decline. Oxford, USA. Oxford University Press. p. 59-90.
- Cook CN, MB Mascia, MW Schwartz, HP Possingham, RA Fuller. 2013. Achieving conservation science that bridges the knowledge–action boundary. *Conservation Biology* 27(4): 669-678.
- Corn PS, RB Bury. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Report PNW-GTR 256. Portland, Oregon, USA. 34 p.
- Crossland MR, DL MacKenzie, AS Holzapfel. 2005. Assessment of site-occupancy modeling as a technique to monitor Hochstetter's frog (*Leiopelma hochstetteri*) populations. Wellington, New Zealand. Department of Conservation. p. 23.
- Davies SJ, MP Hill, MA McGeoch, S Clusella-Trullas. 2019. Niche shift and resource supplementation facilitate an amphibian range expansion. *Diversity and Distributions* 25(1): 154-165.
- Delgado C. 2005. Plan de Conservación de la Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. p. 3-5.
- Delgado C. 2010. Plan de Manejo de la Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.
- Doan TM. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna?. *Journal of herpetology* 37(1): 72-81.
- Dodd Jr CK. 2010. Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford, USA. Oxford University Press. p. 10-15.
- Enquist CA, ST Jackson, GM Garfin, FW Davis, LR Gerber, JA Littell, ..., MR Shaw. 2017. Foundations of translational ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(10): 541-550.

- Ficetola GF, R Manenti, P Taberlet. 2019. Environmental DNA and metabarcoding for the study of amphibians and reptiles: species distribution, the microbiome, and much more. *Amphibia-Reptilia* 40(2): 129-148.
- Fiske I, R Chandler. 2011. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software* 43: 1-23.
- Formas JR, CC Cuevas, LM Brieva. 2002. A new species of Alsodes (Anura: Leptodactylidae) from Cerro Mirador, Cordillera Pelada, southern Chile. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 115(4): 708-719.
- Grant EHC, DA Miller, BR Schmidt, MJ Adams, SM Amburgey, T Chambert, ..., E Muths. 2016. Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines. *Scientific reports* 6(1): 1-9.
- Gratwicke B, MJ Evans, PT Jenkins, MD Kusriini, RD Moore, J Sevin, DE Wildt. 2010. Is the international frog legs trade a potential vector for deadly amphibian pathogens?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(8): 438-442.
- Guimarães M, PF Doherty, R Munguía-Steyer. 2014. Strengthening population inference in herpetofaunal studies by addressing detection probability. *South American Journal of Herpetology* 9(1): 1-8.
- Hahn T, P Olsson, C Folke, K Johansson. 2006. Trust-building, knowledge generation and organizational innovations: the role of a bridging organization for adaptive comanagement of a wetland landscape around Kristianstad, Sweden. *Human ecology* 34: 573-592.
- Hamer AJ, MJ McDonnell. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological conservation* 141(10): 2432-2449.
- Heyer R, MA Donnelly, R McDiarmid, LC Hayek, M Foster. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians. Washington, USA. Smithsonian Institution. Chapter 6.
- Hof C, M Araújo, W Jetz, C Rahbek. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 480(7378): 516-519.
- Holzapfel C. 2007. Diferenciación Haploptípica de *Eupsophus roseus* (Anura: Neobatrachia) a través de Secuencias Nucleotídicas de la Región Control Mitocondrial. Tesis de Licenciada en Ciencias Biológicas. Valdivia, Chile, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 59 p.
- Houlahan J, CS Findlay, BR Schmidt, AH Meyer, SL Kuzmin. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404(6779): 752-755.

- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. Consultado 18 may. 2023. Disponible en <http://www.iucnredlist.org>.
- Kéry M, JA Royle. 2016. Distribution, abundance, and species richness in ecology. *In* Kéry M, JA Royle eds. *Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of Distribution, Abundance and Species Richness in R and BUGS*. Volume 1. Boston, USA. Academic Press. 29 p.
- Kéry M, M Schaub. 2012. Estimation of occupancy and species distributions from detection/nondetection data in metapopulation designs using site-occupancy models. *In* Kéry M, M Schaub eds. *Bayesian population analysis using WinBUGS*. Boston, USA. Academic Press. p. 413-461.
- Lips KR, JK Reaser, BE Young, R Ibáñez. 1999. El monitoreo de anfibios en América Latina. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. *Herpetological Circular* 30(11): 1-115.
- Lobos G, M Vidal, C Correa, A Labra, H Díaz-Páez, A Charrier, F Rabanal, S Díaz, C Tala. 2013. Anfibios de Chile, un desafío para la conservación. Ministerio del Medio Ambiente. Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y Red Chilena de Herpetología. Santiago, Chile. p. 9, 15, 38, 42, 63-65.
- MacKenzie DI, JD Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(1): 461-467.
- MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, J Andrew-Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- MacKenzie DI, JD Nichols, JA Royle, KH Pollock, LL Bailey, JE Hines. 2017. *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. 2ª Ed. London, UK. Elsevier Academic Press. 648 p.
- MacKenzie DI, LL Bailey, JE Hines, JD Nichols. 2011. An integrated model of habitat and species occurrence dynamics. *Methods in Ecology and Evolution* 2(6): 612-622.
- Mazerolle MJ. 2023. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.3-2. Disponible en <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- Mazerolle MJ, LL Bailey, WL Kendall, JA Royle, SJ Converse, JD Nichols. 2007. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41(4): 672-689.
- McCallum ML. 2007. Amphibian Decline or Extinction? Current Declines Dwarf Background Extinction Rate. *Journal of Herpetology* 41(3): 483-491.
- Morales G, V Vargas, D Espejo, V Poblete, JA Tomasevic, F Otondo, JG Navedo. 2022. Method for passive acoustic monitoring of bird communities using UMAP and a deep neural network. *Ecological Informatics* 72: 101909.

- Muths E, AL Gallant, EH Grant, WA Battaglin, DE Green, JS Staiger, SC Walls, MS Gunzburger, RF Kearney. 2006. The Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI): 5-year report. US Geological Survey. Scientific Investigations Report 2006-5224. p. 4-6.
- Muths E, RE Jung, LL Bailey, MJ Adams, PS Corn, CK Dodd Jr, ..., DE Green. 2005. Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI): A successful start to a national program in the United States. USGS Staff. *Published Research* 129.
- Neam K, A Borzée. 2021. IUCN Red List update!. *FrogLog* 28(1): 6.
- O'Hanlon SJ, A Rieux, RA Farrer, GM Rosa, B Waldman, A Bataille, MC Fisher. 2018. Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines. *Science* 360(6389): 621-627.
- Olivares ÁP, NI González, SP Torres, CC Carrillo, JJ Nuñez. 2014. Nuevos registros geográficos de la rana de pecho espinoso de Cordillera Pelada, *Alsodes valdiviensis* Formas, Cuevas & Brieva, 2002 (Amphibia: Alsodidae) y evaluación de su estado de conservación. *Boletín de Biodiversidad de Chile* (9): 11-20.
- Pellet J, BR Schmidt. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* 123(1): 27-35.
- Petitot M, N Manceau, P Geniez, A Besnard. 2014. Optimizing occupancy surveys by maximizing detection probability: application to amphibian monitoring in the Mediterranean region. *Ecology and evolution* 4(18): 3538-3549.
- Pilliod DS, CS Goldberg, RS Arkle, LP Waits. 2013. Estimating occupancy and abundance of stream amphibians using environmental DNA from filtered water samples. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70(8): 1123-1130.
- Pilliod DS, CS Goldberg, RS Arkle, LP Waits. 2014. Factors influencing detection of eDNA from a stream-dwelling amphibian. *Molecular ecology resources* 14(1): 109-116.
- R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponible en <https://www.R-project.org/>.
- RCE (Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres, CL). 2022. Clasificación de Especies. Ministerio del Medio Ambiente. Consultado 04 jul. 2022. Disponible en <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>.
- Reinke BA, H Cayuela, FJ Janzen, JF Lemaître, JM Gaillard, AM Lawing, ..., DA Miller. 2022. Diverse aging rates in ectothermic tetrapods provide insights for the evolution of aging and longevity. *Science* 376(6600): 1459-1466.

- Riquelme FA. 2020. Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana. Tesis Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 30 p.
- Rueda JV, F Castro, C Cortez. 2006. Técnicas para el inventario y muestreo de anfibios: Una compilación. In Angulo A, JV Rueda-Almonacid, E Rodríguez-Mahecha, E La Marca eds. Técnicas de Inventario y Monitoreo para los anfibios de la región tropical andina. Conservación Internacional. Serie Manuales de Campo N°2. Bogotá, Colombia. Panamericana Formas e Impresos S.A. p. 137-157.
- Scheele BC, F Pasmans, LF Skerratt, L Berger, AN Martel, W Beukema, ..., S Canessa. 2019. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science* 363(6434): 1459-1463.
- Schmidt BR. 2003. Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians. *Comptes Rendus Biologies* 326: 119-124.
- Schmidt BR. 2005. Monitoring the distribution of pond-breeding amphibians when species are detected imperfectly. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(6): 681-692.
- Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45-53.
- Silva-Rodríguez EA, KE Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103-110.
- Silva-Rodríguez EA, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, OA Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. 2019. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. In Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Chile. Editorial Universidad de Los Lagos. p. 361-382.
- Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy. Valdivia, Chile. p. 12-19.
- Soto-Azat C, A Valenzuela-Sánchez, BT Clarke, K Busse, JC Ortiz, C Barrientos, AA Cunningham. 2013a. Is Chytridiomycosis driving Darwin's frogs to extinction?. *PloS one* 8(11): e79862.
- Soto-Azat C, A Valenzuela-Sánchez, B Collen, JM Rowcliffe, A Veloso, AA Cunningham. 2013b. The population decline and extinction of Darwin's frogs. *PLoS one* 8(6): e66957.

- Soto-Azat C, A Valenzuela-Sánchez, JC Ortiz, H Díaz-Páez, A Charrier, C Correa, C Cuevas, G Lobos, MA Méndez, M Penna, A Peñafiel-Ricaurte, F Rabanal, CM Vélez, MA Vidal, A Angulo. 2015. ASG Chile Leads Update of the Extinction Risk of Chilean Amphibians for The IUCN Red List of Threatened Species. *FrogLog* 23(4): 6-7.
- Stebbins RC, NW Cohen. 1995. A natural history of amphibians. New Jersey, USA. Princeton University Press. p. 107.
- Steelman CK, ME Dorcas. 2010. Anuran calling survey optimization: developing and testing predictive models of anuran calling activity. *Journal of Herpetology* 44(1): 61-68.
- Stuart SN, JS Chanson, NA Cox, BE Young, AS Rodrigues, DL Fischman, RW Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306(5702): 1783-1786.
- Tanadini LG, BR Schmidt. 2011. Population size influences amphibian detection probability: implications for biodiversity monitoring programs. *PloS one* 6(12): e28244.
- TNC (The Nature Conservancy, CL). 2021a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. p. 4-10, 73-80, 100.
- TNC (The Nature Conservancy, CL). 2021b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. p. 11-14.
- Valenzuela-Sánchez A, BR Schmidt, C Pérez, T Altamirano, V Toledo, Í Pérez, S Teillier, AA Cunningham, C Soto-Azat. 2019. Assessing habitat quality when forest attributes have opposing effects on abundance and detectability: A case study on Darwin's frogs. *Forest Ecology and Management* 432: 942-948.
- Valenzuela-Sánchez A, BR Schmidt, DE Uribe-Rivera, F Costas, AA Cunningham, C Soto-Azat. 2017. Cryptic disease-induced mortality may cause host extinction in an apparently stable host-parasite system. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1863): 2017117.
- Valenzuela-Sánchez A, C Soto-Azat, AA Cunningham, S Delgado, LD Bacigalupe, J Bertrand, ..., H Cayuela. 2022. Interpopulation differences in male reproductive effort drive the population dynamics of a host exposed to an emerging fungal pathogen. *Journal of Animal Ecology* 91(2): 308-319.
- Valenzuela-Sánchez A, S Delgado, J Bertrand, F Costas, DE Uribe, C Soto-Azat. 2018a. Monitoreo a largo plazo de poblaciones de Ranita de Darwin (*Rhinoderma darwinii*) en el Monumento Natural Contulmo y Reserva Forestal Contulmo. Reporte periodo 2014-2018. ONG Ranita de Darwin, Chile. *Boletín Nahuelbuta Natural* 5: 2.
- Valenzuela-Sánchez A, S O'Hanlon, M Alvarado-Rybak, DE Uribe-Rivera, AA Cunningham, MC Fisher, C Soto-Azat. 2018b. Genomic epidemiology of the emerging pathogen *Batrachochytrium*

dendrobatidis from native and invasive amphibian species in Chile. *Transboundary and Emerging Diseases* 65: 309-314.

Velasco MA, I Berkunsky, MV Simoy, S Quiroga, G Bucciarelli, L Kats, FP Kacoliris. 2018. The rainbow trout is affecting the occupancy of native amphibians in Patagonia. *Hydrobiologia* 817(1): 447-455.

Wake DB, VT Vredenburg. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(1): 11466-11473.

Wall TU, E McNie, GM Garfin. 2017. Use-inspired science: making science usable by and useful to decision makers. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(10): 551-559.

Weir LA, JA Royle, P Nanjappa, RE Jung. 2005. Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) routes in Maryland. *Journal of Herpetology* 39(4): 627-639.

Anexo 2. Kit de captura. Imágenes de referencia de un kit con su contenido para una especie, el cual incluye una bolsa plástica nueva, una pinza, un par de guantes de nitrilo y un papel con el código único.



Anexo 3. Otros modelos evaluados para *A. valdiviensis*.

3.1. Segundo mejor modelo con set de datos cortado sobre 500 msnm (16 sitios de monitoreo en total).

	Parámetro	Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,06	0,62	0,10	0,92
	Intercepto	-0,96	0,46	-2,06	0,04
p	Lluvia (Si)	1,30	1,08	1,20	0,23

3.2. Selección del mejor modelo, donde se incluyeron los datos de los 60 sitios de monitoreo.

Modelo	k	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
$p(1), \Psi(1)$	2	91,83	0,00	0,49
$p(Lluvia), \Psi(1)$	3	93,11	1,28	0,26
$p(Personas), \Psi(1)$	3	94,01	2,18	0,16
$p(Personas, Lluvia), \Psi(1)$	4	95,25	3,42	0,09

k: N° de parámetros utilizados por el modelo; $\Delta AICc$: Diferencia relativa en los valores de AICc; ω_i : Peso de Akaike del modelo.

3.3. Estimados (en escala logit) y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para estimar ocupación. Análisis se realizó con el set de datos completo (60 sitios).

	Parámetro	Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	-1,84	0,44	-4,22	< 0,001
p	Intercepto	-0,77	0,44	-1,78	0,08

Anexo 4. Otros modelos evaluados para *E. roseus*.

4.1. Segundo mejor modelo.

	Parámetro	Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	1,03	0,77	1,35	0,18
	AltCat	-3,29	1,26	-2,61	0,009
p	Intercepto	-1,14	0,34	-3,29	0,001
	Personas (4)	-0,47	0,44	-1,07	0,28

4.2. Tercer mejor modelo.

	Parámetro	Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,93	0,71	1,31	0,19
	AltCat	-3,28	1,00	-2,67	0,008
p	Intercepto	-1,17	0,35	-3,37	< 0,001
	Lluvia (Si)	-0,36	0,45	-0,80	0,43

4.3. Cuarto mejor modelo.

	Parámetro	Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,66	0,77	0,86	0,39
	Veg (Plantación)	0,67	1,19	0,56	0,57
	AltCat	-2,97	1,27	-2,34	0,02
p	Intercepto	-1,31	0,30	-4,43	< 0,001

Anexo 5. Otros modelos evaluados para *E. vertebralis*.

5.1. Segundo mejor modelo.

	Parámetro	Estimador	SE	z	P-valor
Ψ	Intercepto	0,74	0,38	1,94	0,05
	Intercepto	-0,98	0,31	-3,13	0,002
p	Personas (4)	0,80	0,37	2,15	0,03
	Lluvia (Si)	-0,78	0,38	-2,03	0,04



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Variación espacio-temporal en la presencia de animales domésticos en dos áreas protegidas costeras de la Región de los Ríos

Patrocinante: Dr. Eduardo Silva R.

Trabajo de Titulación presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

VIVIANA ALEJANDRA VÁSQUEZ IBARRA

VALDIVIA

2019

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	MARCO TEÓRICO	2
3	MÉTODOS	5
3.1	Área de estudio	5
3.2	Diseño del monitoreo	7
3.3	Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas	8
3.4	Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos dentro de las áreas protegidas	9
4	RESULTADOS	10
4.1	Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas	10
4.2	Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos	11
5	DISCUSIÓN	12
5.1	Consideraciones generales	12
5.2	Implicancias en la gestión de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero	15
6	CONCLUSIONES	17
7	REFERENCIAS	18
Anexos	1 Cámaras con presencia de perro y ganado durante los años 2015-2018 por área protegida	28
	2 Ubicación cámaras trampas con su respectivo código de identificación.	29

Calificación del Comité de Titulación

	Nota
Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez	7,0
Informante: Sr. Paulo Corti González	7,0
Informante: Sr. Patricio Contreras Bravo	7,0

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.

Sr. Eduardo Silva R.

Agradecimientos

Antes que todo quiero agradecer sin diferenciación a cada persona que estuvo junto a mí en este proceso, ya sea a través del apoyo constante como por medio de alguna palabra de aliento, a todos muchas gracias. Para comenzar agradezco a mi madre Luz Eliana Ibarra Soza, por creer en mí, desde siempre. Gracias por todo, desde tus consejos hasta tus consentimientos cada vez que me veías agobiada por mi vida universitaria. A mi pareja Carlos, por ser mi compañero y mi mejor amigo, por celebrar cada triunfo y acompañar en los momentos de adversidad. Quiero conmemorar además a mis abuelos, Guacolda del Carmen y Luis, que por cosas de la vida no pudieron acceder a la educación, gracias por siempre aconsejarme sobre la importancia de estudiar. Están a nada de presenciar a su primera nieta profesional, por lo que sin duda esto también es para ustedes.

Por otra parte, agradezco las amistades que me entregó este paso por la universidad: Nicolás, Camila, Camila B, Javiera y Paulina, muchas gracias por ser y estar, por las amanecidas en cada trabajo de grupo, por las risas y su cariño sincero. A mis “chicas medianas” Carolina y Daniela, que pasaron de ser ayudantes a ser unas grandes amigas, gracias por orientarme para que mi paso por la U y por sobre todo por la tesis fuera lo menos estresante posible. Doy también las gracias todos los del laboratorio de dosel y de fauna, por todos los mates que ayudaron a seguir trabajando en la tesis cuando el sueño y el cansancio parecía vencer. También agradezco a las chicas de la cafetería de la facultad: Ale, Eli y por sobre todo a Minerva, gracias por estar siempre atentas sobre mis avances y por considerarme su clienta regalona.

Dentro de las personas que me acompañaron durante esta última etapa como estudiante de pregrado, quiero comenzar agradeciendo a Eduardo Silva, quien fue mi profesor patrocinante. Muchas gracias por todo lo enseñado, desde lo académico hasta las conversaciones de cómo debe ser uno como profesional. Sin duda deberían existir más docentes como tú. Quiero agradecer también a mis informantes, Paulo Corti y Patricio Contreras, por sus retroalimentaciones y por estar presente en los momentos en que los necesité. Al equipo del Parque Nacional Alerce Costero, Patricio Contreras, René Cárdenas y Patricia Barría, y de la Reserva Costera Valdiviana: a su administradora Liliana Pezoa y a sus guardaparques Erwin Ovando, Danilo González y Teninson Antillanca, muchas gracias por sus enseñanzas en terreno, sus historias y chascarros, sin duda guardaré un muy buen recuerdo de los momentos que compartí con ustedes. Agradezco también a The Nature Conservancy y la Corporación Nacional Forestal por el acceso a las bases de datos de los programas de monitoreo.

Por último, agradezco el financiamiento por parte de CONICYT a través del Proyecto FONDECYT Iniciación N°11171006, dirigido por Eduardo Silva.

*Dedicado a quienes creen
que la coexistencia responsable
del humano con su entorno
puede ser posible.*

Resumen

Una de las principales amenazas a la biodiversidad son las especies invasoras. Entre aquellas que generan mayores impactos a nivel global, se encuentran algunos animales domésticos. Por ejemplo, los perros (*Canis familiaris*) y gatos (*Felis catus*) destacan por sus severos impactos sobre vertebrados terrestres, pudiendo llegar a causar extinciones. Otras, como es el caso del ganado, degradan la vegetación. Los animales domésticos toman especial importancia cuando se busca resguardar la biodiversidad, como en el caso de las áreas protegidas de Chile. En este trabajo se determinó el área ocupada por dos especies domésticas, perros y ganado bovino, dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, además de su variación en el tiempo y distribución, entre los años 2015-2018. Para determinar el área ocupada se utilizaron las bases de datos de los monitoreos con cámaras trampa que ejecutan anualmente ambas áreas protegidas. Para mapear la distribución, se diferenció entre presencia y puntos frecuentes, entrando en esta última categoría los puntos donde la amenaza se encontró en el mismo sitio durante dos o más años. Se encontró que tanto los perros como el ganado bovino utilizan un porcentaje moderado de estas áreas protegidas (<20%), estable en el tiempo y concentrados en sitios específicos. Si bien la mayoría de los registros se asoció a bordes y sectores con presencia humana, se detectó presencia de perros en aproximadamente un tercio de los sectores donde a la fecha se ha detectado zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*), así como también en sectores de importancia para la recuperación del alerce (*Fitzroya cupressoides*). A partir de los resultados del monitoreo, se sugiere que se priorice aquellos sectores donde se solapan estas amenazas con objetos de conservación, tales como el zorro de Darwin y el alerce, para la implementación de acciones de manejo.

Palabras claves: Especies invasoras, *Canis familiaris*, *Bos taurus*, cámaras trampa, monitoreo en áreas protegidas.

1. INTRODUCCIÓN

Las especies invasoras son un problema global y Chile no es la excepción. Las especies invasoras afectan a nivel de ecosistemas, comunidades y poblaciones, provocando en algunos casos efectos irreversibles sobre las especies nativas. A nivel mundial se ha identificado a algunos animales domésticos entre las especies invasoras que generan mayores impactos. Dos de estas especies, los perros y el ganado bovino, son de alta importancia en el sur de Chile, no sólo por sus severos impactos sobre la biodiversidad, sino que por el rol que juegan en las sociedades humanas, lo que dificulta su manejo. La presencia de perros y ganado es un problema generalizado que incluso afecta a las áreas protegidas públicas y privadas del país. Esto genera una importante preocupación referente a los impactos que podrían generar sobre la biodiversidad.

En el presente trabajo se busca determinar el área de ocupación de perros y ganado doméstico dentro de las áreas protegidas Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. Estas especies han sido identificadas en los Planes de Conservación de ambas áreas protegidas como una amenaza para sus objetos de conservación. Ambas áreas protegidas han realizado intervenciones que buscan reducir los impactos de estas especies, incluyendo manejo comunitario del ganado, prohibiciones de acceso, campañas de esterilización, manejo sanitario y educación ambiental, entre otros. Si las acciones de conservación son adecuadas, entonces una de las respuestas esperables es que el área ocupada por esas especies disminuya en el tiempo. Dichas expectativas son justamente algunas de las metas propuestas para la gestión de las áreas protegidas en cuestión.

Objetivo general

Estimar el área ocupada por animales domésticos dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero y su variación en el tiempo.

Objetivos específicos

1. Estimar el área ocupada por perros y ganado doméstico en el territorio comprendido por dos áreas protegidas.
2. Determinar si el área ocupada por perros y ganado en las áreas protegidas estudiadas varía a través del tiempo.
3. Identificar zonas con presencia recurrente de animales domésticos dentro de las áreas protegidas.

2. MARCO TEÓRICO

Una de las principales causas de pérdida de biodiversidad mundial son las especies exóticas invasoras (Baillie *et al.* 2004, Clavero y García-Berthou 2005, Bellard *et al.* 2016a). Para los fines de este trabajo se entenderá como una especie invasora a “una especie que adquiere una ventaja competitiva tras la desaparición de los obstáculos naturales a su proliferación, lo que le permite propagarse rápidamente y conquistar áreas novedosas dentro de los ecosistemas receptores en los que se convierte en una población dominante” (Valery *et al.* 2008, p. 1349). De acuerdo a Hulme *et al.* (2008) existen seis vías por las cuales las especies exóticas pueden ser introducidas: liberación, escape, contaminante, polizón, corredor y sin ayuda. En la mayoría de estas el ser humano es un actor clave en el transporte, ya sea accidental o intencionalmente (Baillie *et al.* 2004, Nentwig 2008, Hulme *et al.* 2008, Jaksic y Castro 2013). A pesar de diversos esfuerzos de control, esta problemática no muestra signos de disminución. Por el contrario, se está incrementando debido a la globalización (Hulme *et al.* 2015, Seebens *et al.* 2017).

Las especies exóticas pueden generar diversos efectos en la biodiversidad de los sitios que colonizan. Estos impactos, incluyen alteraciones a nivel de poblaciones, comunidades y ecosistemas (Wilcove *et al.* 1998, Jaksic y Castro 2013, Simberloff 2011, *et al.* 2013, Doherty *et al.* 2015). Por ejemplo, los castores han generado severos cambios a nivel ecosistémico en Magallanes (Henn *et al.* 2016, Anderson *et al.* 2009). En casos extremos, las especies invasoras pueden llegar a extinguir local o globalmente especies nativas (Bellard *et al.* 2016b, Doherty *et al.* 2016), como la extinción del anteojitos robusto (*Zosterops strenuus*; Gould 1855), ave endémica de la isla Lord Howe de Australia, causada por la introducción de ratas negras (*Rattus rattus*; Linnaeus 1758, ver Clavero y García-Berthou 2005). Las especies invasoras afectan a especies nativas por medio de diversas interacciones incluyendo depredación, herbivoría, competencia (por explotación, interferencia o aparente), parasitismo y enfermedades (Baillie *et al.* 2004, Vanak *et al.* 2014), siendo la depredación la interacción que causa mayores impactos (Sax y Gaines 2008). Adicionalmente, estas especies generan efectos sobre las poblaciones humanas, incluyendo tanto impactos económicos (positivos y negativos; ver Pejchar y Mooney 2009, Scalera 2010), como potenciales riesgos para la salud humana (Jaksic y Castro 2013, Hulme 2014).

Si bien el número de especies invasoras es elevado (McGeoch *et al.* 2010), existen algunas especies que generan impactos desproporcionadamente altos. Por ejemplo, Bellard *et al.* (2016b) identificaron siete especies exóticas invasoras que amenazan al mayor número de vertebrados terrestres a nivel mundial. Estas especies incluyen al hongo quítrido (*Batrachochytrium dendrobatidis*; Longcore,

Pessier & D.K. Nichols, 1999), seguido por ratas (*Rattus spp.*), gatos (*Felis catus*; Linnaeus, 1758), perros (*Canis familiaris*; Linnaeus, 1758), jabalíes (*Sus scrofa*; Linnaeus, 1758), cabras (*Capra hircus*; Linnaeus, 1758) y vacas (*Bos taurus*; Linnaeus, 1758). Cabe destacar que, de las especies nombradas, cinco son animales domésticos. Los gatos, perros y cerdos son también identificados por Doherty *et al.* (2016) entre los siete depredadores con mayores efectos sobre vertebrados terrestres a nivel global. Estos y otros estudios (e.g., Steinfeld *et al.* 2006, Vavra *et al.* 2007, Medina *et al.* 2011, Doherty *et al.* 2017) proveen evidencia sobre el rol que juegan algunos animales domésticos como especies invasoras. Este trabajo se focalizará en dos de estas especies, el ganado bovino y los perros.

En el caso del ganado bovino, se ha documentado su efecto negativo sobre la función, composición y estructura de ecosistemas (Mazzini *et al.* 2018, Eldridge *et al.* 2016) además de su incidencia negativa sobre la abundancia de fauna silvestre (Kutt y Gordon 2012, Schieltz *et al.* 2016). A nivel de especies, Gurevitch y Padilla (2004) estimaron, a partir de la base de datos de ese entonces de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la International Union for Conservation of Nature (IUCN), que el ganado ha afectado al menos a 521 especies de plantas y 92 especies de animales a nivel mundial. Estos resultados indican que el ganado ha tenido efectos sobre la flora y fauna nativa iguales o superiores que especies exóticas invasoras sin control humano. Por su parte los perros domésticos son considerados la cuarta especie exótica invasora más dañina a nivel mundial (Bellard *et al.* 2016b). Los perros han contribuido en la extinción de al menos 11 especies y son una amenaza potencial o reconocida para 188 especies en categorías amenazadas de la IUCN a nivel mundial, siendo mamíferos las especies mayormente afectadas (Doherty *et al.* 2017). Su forma de impacto más frecuente es la depredación, seguida en menor grado de disturbios, transmisión de enfermedades, competencia y finalmente, hibridación (Doherty *et al.* 2017). Tanto el ganado como los perros constituyen efectos de borde cuyos impactos adquieren especial relevancia cuando se encuentran alrededor de áreas protegidas (Lacerda *et al.* 2009, Gandiwa *et al.* 2011, Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Sepúlveda *et al.* 2015, Muposhi *et al.* 2016, Home *et al.* 2018).

Tanto el ganado como los perros son amenazas reconocidas para la biodiversidad en Chile y han sido incluidas en el primer catálogo de especies exóticas, invasoras/naturalizadas del país (PNUD 2017). Por ejemplo, el ganado afecta el establecimiento y crecimiento de plantas leñosas (Vila y Borrelli 2011), produce efectos negativos sobre la regeneración del bosque y sobre el sotobosque (Raffaele *et al.* 2007, Zamorano-Elgueta *et al.* 2014), favorece la propagación de plantas introducidas y puede afectar el ciclo del nitrógeno (Hobbs 1996, Vavra *et al.* 2007). En el caso de los perros, se ha documentado ataques de estos cánidos sobre distintas especies, incluyendo desde ganado doméstico (Montecino-Latorre y San

Martín 2019) hasta especies nativas, entre ellas pudú (*Pudu puda*; Molina, 1782), güiña (*Leopardus guigna*; Molina, 1782) y zorros (*Lycalopex* spp.), por nombrar algunos (Silva-Rodríguez y Sieving 2011). Adicionalmente, existe evidencia que sugiere que la presencia de perros afecta a especies como el pudú (Silva-Rodríguez y Sieving 2012) y el zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*; Martin, 1837; Moreira-Arce *et al.* 2015) por mecanismos no letales, pues estos evitan áreas donde la probabilidad de presencia de perros es mayor. Tanto el ganado bovino como los perros son también considerados una amenaza debido al riesgo de transmisión de enfermedades a la fauna silvestre. En el caso del ganado bovino se han documentado pudu y huemules expuestos al virus de la diarrea viral bovina (VDVB), como también al patógeno *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* (MAP) (Llanos-Soto y González-Acuña 2019). Por otro lado, la potencial transmisión del virus distemper canino hacia carnívoros silvestres reviste una importante preocupación (Acosta-Jamett *et al.* 2011, 2015, Sepúlveda *et al.* 2014).

Si bien han existido importantes avances en términos de la comprensión de los impactos de animales domésticos, tanto en Chile (Vázquez 2002, Pauchard y Alaback 2004, Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Sepúlveda *et al.* 2014, Zamorano-Elgueta *et al.* 2014), como en el extranjero (Malo y Suárez 1995, Relva y Veblen 1998, Hughes y Macdonald 2013, Gompper 2014, Vanak *et al.* 2014, Home *et al.* 2018, Zapata-Ríos y Branch 2018), un desafío importante es el control de estos impactos con fines de conservación (Martínez 2009, Sepúlveda *et al.* 2015, Villatoro *et al.* 2019). Para esto, es crucial entender a escala local el alcance y la gravedad del efecto de estas especies domésticas sobre las poblaciones, comunidades o ecosistemas que se busca conservar (Foundations of Success 2009), con la finalidad de implementar medidas efectivas de gestión. Muchas de las acciones de manejo de amenazas, se concentran en reducir el alcance de estas. De este modo, el monitoreo de indicadores que permitan comprender el alcance espacial de las amenazas, como por ejemplo el área ocupada por perros y ganado bovino, sería una forma de comprender el avance hacia la consecución de las metas de gestión.

En este trabajo se evaluará el alcance espacial de la amenaza de los animales domésticos dentro de dos áreas protegidas: la Reserva Costera Valdivia (RCV) y el Parque Nacional Alerce Costero (PNAC). Se utilizarán estas áreas protegidas como caso de estudio debido a que (1) cuentan con planes de manejo y (2) realizan acciones de monitoreo. El hecho de que la RCV y PNAC sean colindantes y coordinen sus acciones de monitoreo (Silva-Rodríguez *et al.* en prensa) permite integrar los indicadores. Estudios realizados en el área han mostrado que, tanto los perros (Silva-Rodríguez y Sieving 2012) como el ganado (Zamorano-Elgueta *et al.* 2015), son amenazas para la biodiversidad local, lo que también ha sido identificado en distintos procesos de planificación (Delgado 2005; Silva-Rodríguez *et al.* 2015a) y ha llevado a la implementación de algunas acciones de conservación (Silva-Rodríguez *et al.* en prensa).

En este contexto, el objetivo de este trabajo es estimar el área ocupada por animales domésticos dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, determinar si esta ha variado a través del tiempo e identificar zonas donde la presencia de animales domésticos al interior de las áreas protegidas sea crítica.

3. MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la RCV (40°02' S, 73°35' O) y PNAC (39°58' S, 73°27' O) (Figura 1). Estas áreas protegidas se localizan en los bosques templados sudamericanos, ecosistemas caracterizados por su alto nivel de endemismo y por ser reconocidos mundialmente como un sitio prioritario de conservación (Armesto *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000, Olson y Dinerstein 2002, Mittermeier *et al.* 2004). Sin embargo, esta ecorregión ha sufrido la transformación del paisaje natural producto de la pérdida y fragmentación de bosque (Smith-Ramírez 2004, Lara *et al.* 2016, Miranda *et al.* 2017, Otavo y Echeverría 2017), especialmente en la Cordillera de la Costa (Echeverría *et al.* en prensa). Esta degradación se ha debido a diferentes factores tales como, uso ancestral por comunidades (Lara *et al.* 2012), sustitución por plantaciones forestales a fines del siglo XX (Zamorano-Elgueta *et al.* 2015, Miranda *et al.* 2017), aumento de la red vial, urbanización (Smith y Armesto 2002), conversión a pastizales y matorrales (Heilmayr *et al.* 2016), incendios y uso de la madera como leña (Cavalier y Tecklin 2005).

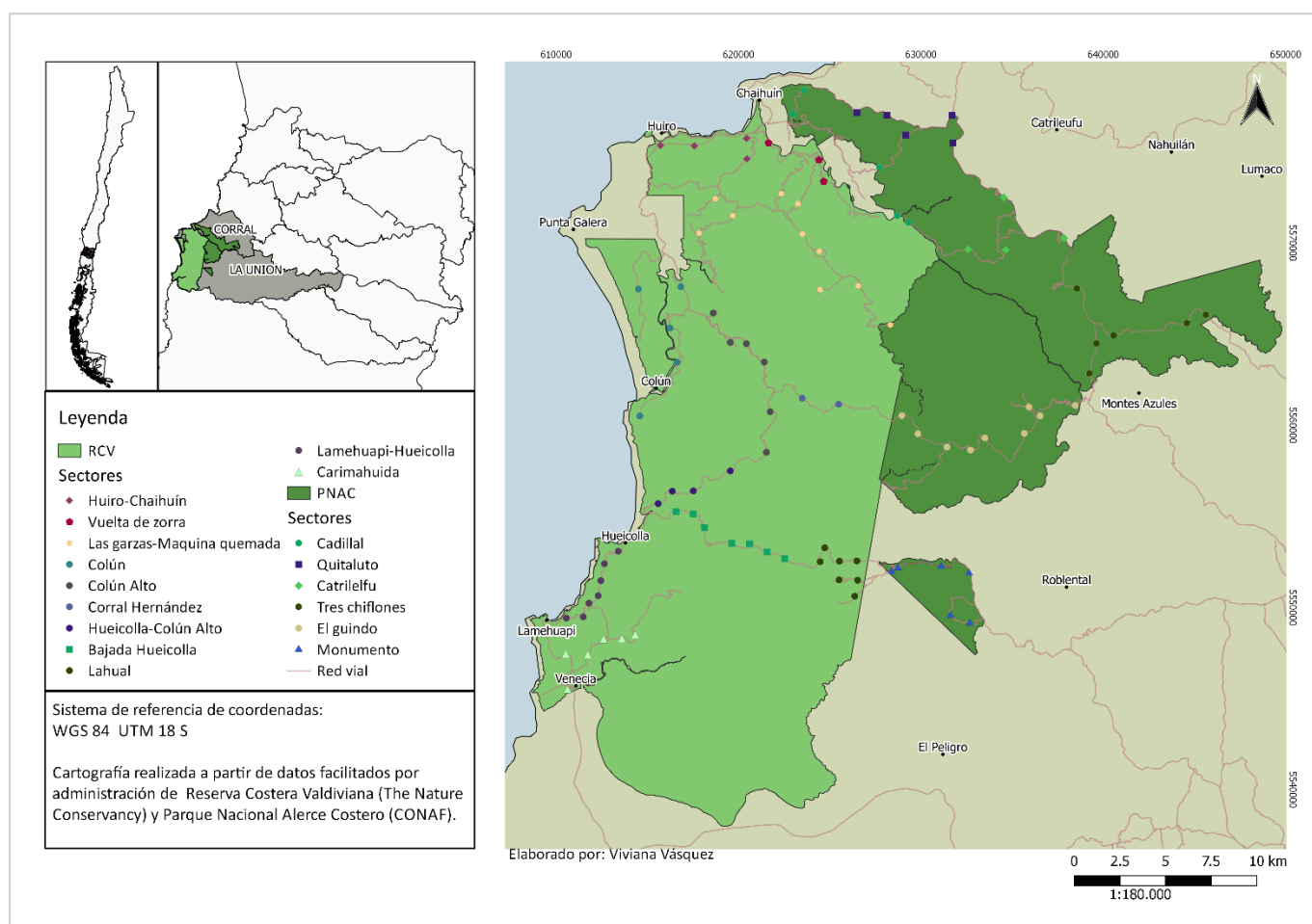


Figura 1. Área de estudio. En verde claro se observan los límites de la Reserva Costera Valdivia (RCV) mientras que en verde oscuro los del Parque Nacional Alerce Costero (PNAC). Cada figura representa la ubicación de una cámara trampa, mientras que los distintos colores y formas muestran los sectores definidos para los análisis.

La RCV y PNAC se encuentran ubicadas en la Cordillera de la Costa, en las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos, Chile. La RCV es un área privada protegida administrada por The Nature Conservancy que cuenta con una extensión de 50.830 ha (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Por otro lado, el PNAC es un área protegida del Estado administrada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) y cuenta con 24.694 ha (CONAF 2014). Tanto la RCV como el PNAC son áreas protegidas dominadas por ecosistemas de bosque, representado mayormente por el tipo forestal siempreverde y bosque de alerce (*Fitzroya cupressoides* (Mol.) Johnst.), además de plantaciones forestales. Estos ecosistemas se caracterizan por albergar especies endémicas tales como la planta del León (*Valdivia gayana*; J. Rémy), helechito de Corral (*Blechnum corralense*; Espinosa), rana de pecho espinoso de Cordillera Pelada (*Alsodes valdiviensis*; Formas, Cuevas & Brieva, 2002), además de especies nativas

amenazadas según criterios de la IUCN tales como el alerce, huillín (*Lontra provocax*, Thomas, 1908), zorro de Darwin y la guiña (CONAF 2014, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). La RCV y PNAC colindan con diversas localidades, especialmente en su área norte. Entre estas se encuentran Chaihuín, Huiro y Cadillal (sin distinción entre Cadillal Alto y Bajo), localidades habitadas por aproximadamente 309, 115 y 38 personas respectivamente (INE 2019). En la zona sur se encuentran Hueicolla, con 9 personas y Lamehuapi con 11 habitantes (INE 2019).

La RCV cuenta con un Plan de Conservación de Áreas que incluye nueve objetos de conservación para los años 2015-2025 (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). El PNAC por su parte, homologó seis de estos objetos de conservación (Cunazza y Contreras 2015). Los objetos de conservación compartidos son: Bosque de alerce, Bosque siempreverde, Bosque de olivillo costero, Ecosistemas de agua dulce y estuarios, el objeto Zorro de Darwin, güiña y pudú y Anfibios de bosque (Cunazza y Contreras 2015, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Dentro de las amenazas identificadas en este periodo para ambas áreas protegidas se encuentran el ganado y los perros, entre otros (Cunazza y Contreras 2015, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Estas amenazas son monitoreadas desde el año 2015 por la RCV, y desde el año 2016 por el PNAC (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b, 2018, en prensa).

3.2 Diseño del monitoreo

Ambas áreas protegidas (RCV desde 2015, PNAC desde 2016) realizan monitoreo por medio de cámaras trampa con el fin de obtener información sobre el estado de los objetos de conservación zorro de Darwin, guiña y pudú y bosque siempreverde y de dos amenazas (perro y ganado) (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c, en prensa). Este monitoreo se realiza una vez al año entre los meses de enero y mayo, siendo esta labor realizada por los guardaparques de cada área protegida. El diseño del plan de monitoreo se presenta en detalle en Silva-Rodríguez *et al.* (2015c, 2018), y se resume a continuación, incluyendo algunas actualizaciones posteriores a lo reportado en dichos trabajos. El monitoreo considera 60 sitios en la RCV y 35 en el PNAC. Para determinar la ubicación de los puntos de monitoreo de la RCV, se dividió el área protegida en una grilla con celdas de 1 km² y se determinaron las celdas accesibles por caminos, senderos y huellas. Posteriormente se preseleccionaron 90 celdas de forma aleatoria y estratificada (50 en la zona norte y 40 en la zona sur). Finalmente, se seleccionaron 60 sitios, es decir, 30 cámaras por sector, las que fueron instaladas en la mayoría de los casos <50 m de distancia de los caminos. En el caso del PNAC se siguió una aproximación similar. En 2016 se determinaron 30 celdas a ser monitoreadas, pero sólo se incluyeron 20 para el monitoreo piloto a ser ejecutado dicho año (Silva-Rodríguez *et al.* 2018). El año 2017 se agregaron cinco celdas adicionales.

Durante los monitoreos, las cámaras se instalaron usualmente a alrededor de 20-30 cm de altura con exposición sur preferentemente. Además, se colocaron cebos y atractores con la finalidad de aumentar la probabilidad de detectar zorro de Darwin. El uso de atractores debería incrementar la probabilidad de detectar zorros de Darwin (Silva-Rodríguez *et al.* 2018) y otros carnívoros, entre ellos perros, pero no se espera que cambie el estado de ocupación. Durante los monitoreos se utilizó pollo crudo en tubo de PVC como cebo, además de una jeringa de 1 ml con atractores olfativos instalada cerca del tubo. Sin embargo, los atrayentes variaron según disponibilidad. Durante los años 2015-2016 se utilizó pollo y orina de lince (Kishel's Quality Animal Scents and Lures, Inc., East Aurora, Nueva York). Para el monitoreo del año 2017, los atractores usados fueron trozos de pollo crudo, Caven's Terminator y Fox Frenzy para el tubo de PVC y orina de zorro (Trap Shack Company) para la jeringa, mientras que en el año 2018 tanto para el tubo como para la jeringa solo se utilizó orina de zorro. Luego de mínimo un mes, las cámaras fueron desinstaladas y ubicadas en otros puntos de las áreas protegidas. Se descartaron de análisis posteriores cámaras mal instaladas (i.e. instalación sin cebo, que la cámara no enfoque el suelo) y aquellas que tuvieron problemas de funcionamiento. Para los fines de este trabajo, los sets de datos fueron utilizados hasta el día 30 de muestreo, según lo planificado en el diseño del monitoreo (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b). Considerando lo anterior, el esfuerzo fue de 1557 trampas día para el año 2015 y de 2257, 2411 y 2547 trampas día para los años 2016, 2017 y 2018, respectivamente, lo que sumó un total de 8772 trampas día.

Las imágenes obtenidas fueron respaldadas en un disco duro, para posteriormente ser procesadas siguiendo el método de Sanderson y Harris (2013). Este método consiste en preparar el set de datos cambiando el nombre de los archivos por la fecha y hora del registro, lo cual se ejecuta por medio del programa *ReNamer 6.8* (<http://www.den4b.com>). Se continúa con el trabajo manual de clasificación de imágenes según la cámara, la especie y el número de individuos en la fotografía. En este proceso se consideraron todos los registros, exceptuando situaciones donde perros acompañaban a quienes instalaron las cámaras. Luego, se utilizó el programa *DataOrganize* (Sanderson y Harris 2013) con el fin de ordenar la información de las imágenes utilizando los metadatos de estas. Posteriormente, se realizó un análisis preliminar de los datos a través del software *DataAnalyze* (Sanderson y Harris 2013).

3.3 Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas

A partir de la información obtenida en las cámaras trampa se determinó la proporción de cámaras que registraron cada una de las especies de interés. Este estimador es frecuentemente considerado como “ingenuo” (*naïve*), por cuanto la ausencia de registros de una especie en un punto de muestreo no significa

que no se encuentre presente (Mackenzie *et al.* 2002). Para abordar esta problemática, con la información recopilada los primeros 30 días de funcionamiento, se construyó una historia de detección para cada cámara. La historia de detección estuvo compuesta por seis períodos de cinco días cada uno, donde se determinó si la especie fue detectada (“1”) o no (“0”), similar a lo reportado por Silva-Rodríguez *et al.* (2018) para zorros de Darwin con el mismo set de datos. Esta información se ingresó al programa *Presence 11.7* (Hines 2006), y se analizó con modelos de ocupación de una especie y una estación los años 2016 a 2018. El año 2015 no pudo ser analizado debido al bajo número de registros de animales domésticos. No se incorporaron covariables debido al bajo número de cámaras que registraron perros y ganado cada año.

3.4 Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos dentro de las áreas protegidas.

Para identificar zonas con presencia de animales domésticos dentro de las áreas protegidas (objetivo 3), los registros fueron mapeados con el software *QGIS 2.18.10* (<https://www.qgis.org/es/site/>). El propósito de esta aproximación es determinar si estas especies se encuentran distribuidas de forma homogénea en las áreas protegidas o si existen sectores específicos donde la presencia de animales domésticos sea frecuente. Se entiende como frecuente el hecho de que perros o ganado sean detectados consistentemente en una determinada cámara en al menos dos años distintos. Para estos fines se dividieron ambas áreas protegidas en 17 sectores que agrupan distintos números de cámaras (ver Figura 1). La división de los sectores fue con el criterio de cercanía entre cámaras, diferenciación entre áreas protegidas y facilidad de las amenazas para transitar por el sector. Luego se determinó en qué proporción de todos los monitoreos se detectaron perros o ganado bovino en cada uno de los sectores. Finalmente, y sólo con fines descriptivos, se determinó si durante los años en cuestión, se había detectado la presencia de zorro de Darwin en las proximidades de la cámara o si el uso de suelo correspondía a alerce u olivillo costero. Para esto, se generó un buffer de 1,25 km de radio centrado en cada cámara que detectó zorro de Darwin en los mismos monitoreos. Este valor corresponde al radio de un área circular de 488 ha, superficie del ámbito de hogar de mayor tamaño reportado por Jiménez (2007) para zorros de Darwin. Para el caso del ganado, se utilizaron los datos de uso de suelo de las áreas protegidas (UACH y CONAF 2014). La selección de estas especies se debe a que son objetos de conservación de las áreas protegidas con las que se trabajó y por tratarse de especies afectadas de forma directa o indirecta por el ganado o los perros.

4. RESULTADOS

4.1. Ocupación de animales domésticos dentro de las áreas protegidas

La proporción de cámaras con presencia de animales domésticos fue relativamente baja en todos los años, tanto a nivel de cada área protegida como de territorio (Cuadro 1). Si bien la ocupación ingenua total es muy similar para ambas amenazas (entre un 8 y 12% para ambas especies en los diferentes años), al momento de revisar por área protegida se observan diferencias. Por ejemplo, en la RCV se detectó perros con mayor frecuencia que ganado bovino en los años 2017 y 2018, mientras que para los mismos años en el PNAC se detectó ganado bovino con mayor frecuencia que perros. La ocupación ingenua se mantuvo estable en el tiempo (Cuadro 2), con un pequeño aumento de tres puntos porcentuales para ambas especies en el año 2018 en comparación a los años anteriores (Cuadro 1, Anexo 1).

Cuadro 1. Número de cámaras instaladas y porcentajes de ocupación no corregida (naïve) para perros (a) y ganado (b) para cada área protegida entre los años 2015 – 2018.

a)

Año	Reserva Costera Valdiviana		Parque Nacional Alerce Costero		Total	
	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	Nº cámaras	$\Psi_{(Naïve)}$
2015	53	0,08	-	-	53	0,08
2016	57	0,11	20	0,10	77	0,10
2017	58	0,12	24	0,00	82	0,09
2018	55	0,13	31	0,10	86	0,12

b)

Año	Reserva Costera Valdiviana		Parque Nacional Alerce Costero		Total	
	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	Cámaras instaladas	$\Psi_{(Naïve)}$	Nº cámaras	$\Psi_{(Naïve)}$
2015	53	0,08	-	-	53	0,08
2016	57	0,07	20	0,10	77	0,08
2017	58	0,05	24	0,17	82	0,09
2018	55	0,09	31	0,16	86	0,12

En los resultados del análisis de ocupación (Cuadro 2) se entrega la probabilidad de uso corregida (Ψ) y la probabilidad de detección junto a sus respectivos intervalos de confianza. La probabilidad de uso fluctuó entre 10 y 21% para perros mientras que para ganado bovino fue entre 11 y 20%. Se observa una baja probabilidad de detección para ambas especies (11 a 14%), a excepción del año 2017. Durante

ese año la probabilidad de detección fue más alta (29% para perro y 22% para ganado), mientras que la probabilidad de ocupación fue más baja, siendo de 10% para perros y 11% para ganado bovino.

Cuadro 2. Porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para perro y ganado bovino entre los años 2016 – 2018.

Año	Perro					Ganado				
	$\Psi_{(Naïve)}$	Ψ	IC (Ψ)	P	IC(p)	$\Psi_{(Naïve)}$	Ψ	IC (Ψ)	p	IC(p)
2016	0,09	0,21	0,06 - 0,51	0,11	0,03 - 0,33	0,08	0,15	0,04 - 0,42	0,12	0,03 - 0,34
2017	0,09	0,10	0,05 - 0,20	0,29	0,16 - 0,47	0,09	0,11	0,05 - 0,23	0,22	0,10 - 0,41
2018	0,12	0,20	0,08 - 0,41	0,14	0,06 - 0,30	0,12	0,20	0,08 - 0,41	0,14	0,06 - 0,30

4.2. Mapeo de zonas con presencia de animales domésticos

A lo largo de los cuatro años estudiados, se detectó la presencia de perros y ganado bovino en 16 y 17 sitios distintos respectivamente (ver Figura 2). Las detecciones de perros se concentraron en seis de los sectores definidos para este estudio, mientras que el ganado fue detectado en 11 sectores. En cuanto a los puntos frecuentes, para el caso de los perros estos se encuentran en tres sectores (Quilatulo, Cadillal y Lamahuapi-Hueicolla), mientras que la amenaza de ganado se observa en seis sectores (Huiro-Chaihuín, Vuelta de Zorra, Las Garzas-Máquina Quemada, Cadillal, Tres Chiflones y Lahual).

Al solapar los puntos frecuentes de presencia de estas amenazas con objetos de conservación altamente vulnerables a estas especies, se aprecia que se ha detectado zorro de Darwin en todos los sectores con presencia frecuente de perros. Revirtiendo el análisis, tres de los nueve sectores donde se ha detectado zorro de Darwin corresponden a sectores con presencia frecuente de perros (según la definición aquí usada). Para el caso del ganado, el solapamiento con alerce u olivillo ocurre en los sectores Huiro-Chaihuín, Las Garzas-Máquina Quemada, Vuelta de Zorra, Cadillal y Lahual.

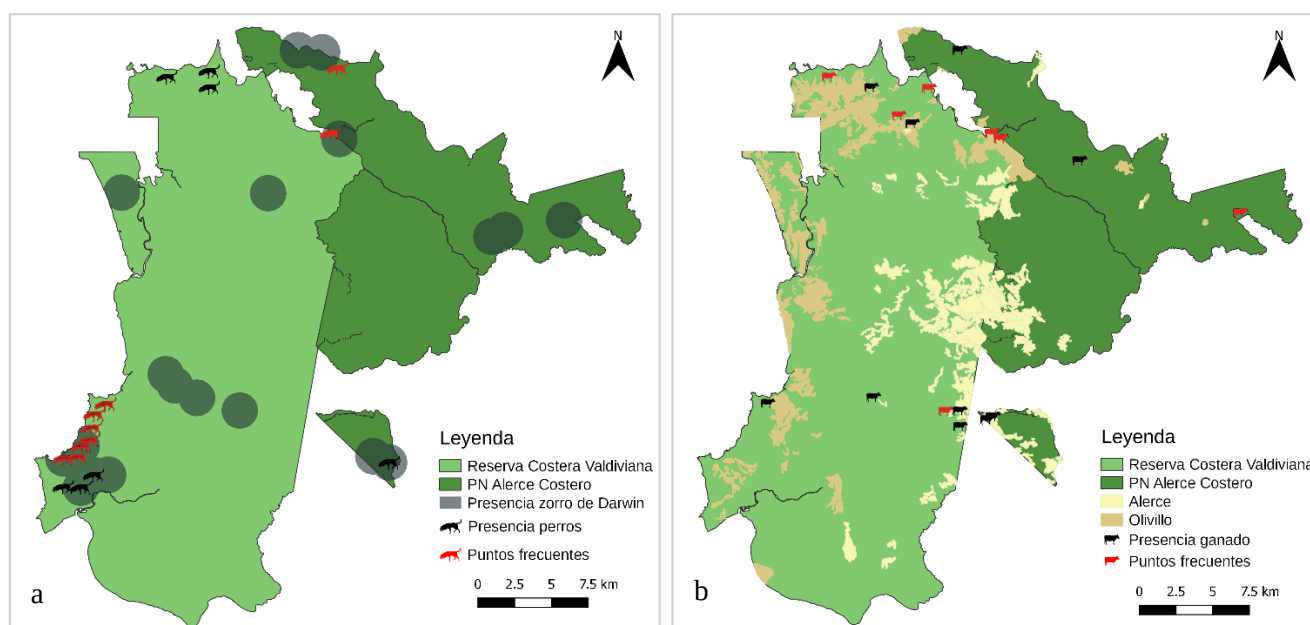


Figura 2. Distribución espacial de las amenazas perro (a) y ganado (b) dentro de las áreas protegidas Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. En color negro se presentan los sitios con detección en solo uno de los cuatro años y en rojo los puntos frecuentes donde se observaron en más de una ocasión de monitoreo la especie señalada. Para el caso de los perros su presencia fue solapada a los registros de zorro de Darwin, mientras que la presencia de ganado bovino se solapó a la presencia de alerce u olivillo costero.

5. DISCUSIÓN

5.1. Consideraciones generales

Los estudios indican que tanto los perros como el ganado se encuentran dentro de las especies invasoras que generan mayores impactos en el mundo (Bellard *et al.* 2016b, Doherty *et al.* 2016) y el tomar acciones de control efectivas adaptadas a los contextos en los que ocurren es crucial para reducir sus efectos sobre la biodiversidad (Bonacic *et al.* 2019). En el presente trabajo se encontró que los perros y el ganado bovino ocupaban una proporción relativamente baja ($\leq 20\%$) del territorio estudiado. Esto contrasta con otros estudios realizados en Chile y en el extranjero. Por ejemplo, en la Cordillera de Nahuelbuta los perros ocupaban el 66% del territorio estudiado (Moreira-Arce *et al.* 2015), mientras que en Ecuador estos cánidos ocupaban sobre el 50% de cinco áreas de estudio ubicadas en zonas altoandinas (Zapata-Ríos y Branch 2018). Por otro lado, un muestreo realizado en el Parque Nacional Nahuelbuta por medio de cámaras trampa ($n=14$) encontró la presencia de perros y ganado en un 23,1% y un 64,3%

respectivamente (Sánchez *et al.* 2014). El ganado bovino además se considera una amenaza de alta importancia en otras áreas protegidas de Chile (e.g., Parque Nacional La Campana, CONAF 2017). De este modo, los valores reportados en este trabajo son más bien bajos. A pesar de lo anterior, es posible que los valores tanto para la ocupación de perros como de ganado se encuentren sobreestimados dado que el muestreo se realiza asociado a caminos, elementos del paisaje que favorecen la presencia de perros (e.g., Moreira-Arce *et al.* 2015, Sepúlveda *et al.* 2015) y ganado (Tofastrud *et al.* 2019). Por otro lado, es importante mencionar que todos los monitoreos se realizan en la temporada de verano-otoño, por lo que es posible que el alcance de las amenazas estudiadas pueda variar estacionalmente. Por ejemplo, el ganado podría presentar una distribución diferente en invierno a causa de inundaciones de zonas de pastoreo de baja altitud.

La presencia de ganado y perros dentro de las áreas protegidas estudiadas se encuentra asociada a los bordes y a sitios cercanos a asentamientos humanos (e.g., Cadillal, Lamahuapi). Sin embargo, los resultados de los perros son interesantes, ya que si bien Silva-Rodríguez y Sieving (2012) mencionan que su presencia se correlaciona con la proximidad a casas (ver también Sepúlveda *et al.* 2015, Pérez *et al.* 2018) y que algunos estudios han mostrado asociación de perros a lugares con mayor densidad de casas (Ribeiro *et al.* 2019), los sectores críticos corresponden a sectores con baja densidad humana. Es probable que la baja detección de perros en sectores de mayor densidad humana, se deba a que las cámaras de dichos sectores se encontraban lejos de casas y caminos que comuniquen estas, en circunstancias que los perros concentran la mayor parte de su actividad cerca de sus hogares (Sepúlveda *et al.* 2015).

Tanto en este estudio (Figura 2a) como en otros llevados a cabo en Chile se ha encontrado que la presencia de los perros se asocia a los bordes de los parches de vegetación nativa (Sepúlveda *et al.* 2015). Respuestas similares han sido reportadas en el extranjero (Lacerda *et al.* 2009, Torres y Prado 2010, Vanak *et al.* 2014, Home *et al.* 2018). En el caso del ganado, se ha descrito el uso de parches pequeños (<50 ha) de vegetación, lo que afecta la dinámica de la vegetación en el sur de Chile (Echeverría *et al.* 2007). Al igual que en el caso de los perros, la presencia del ganado se asociaría a los bordes de las áreas protegidas (Figura 2b), lo que concuerda con lo reportado en otras partes del planeta (e.g., Gandiwa *et al.* 2011, Muposhi *et al.* 2016). De este modo, los patrones aquí reportados sugieren que los efectos de las especies domésticas podrían ser mayores en los bordes de las áreas protegidas. Esto resulta ser un problema aún mayor en parches de vegetación pequeños o discontinuos que por ende presentan mayor efecto borde (Echeverría *et al.* 2007, Silva-Rodríguez *et al.* 2010, Vanak y Gompper 2010).

Si bien la presencia de animales domésticos se asoció a los bordes de las áreas protegidas estudiadas (Figura 2), algunos de los puntos de detección frecuente correspondieron a sitios donde se encontraban especies vulnerables a los efectos de estos animales. Por ejemplo, en el caso del ganado, se detectó su presencia recurrente en el sector Lahual, ubicado en una zona de alerces degradados. El alerce se encuentra categorizado por la IUCN como en peligro (Premoli *et al.* 2013), y el ganado ha sido identificado como una importante amenaza a su regeneración (Bahamondes *et al.* 2007). También se encontró la presencia de esta amenaza en los sectores de Huiro-Chaihuín, Las Garzas-Máquina Quemada, Vuelta de Zorra y Cadillal, en zonas muy cercanas a sitios con presencia de olivillo, especie que se considera amenazada a escala local (Delgado 2005) y emblemática para la zona (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b). Por último, es importante considerar otros impactos tales como la potencial transmisión de enfermedades a pudú (Llanos-Soto y González-Acuña 2019) o sus efectos negativos sobre la regeneración del bosque en general (Raffaele *et al.* 2007, Zamorano-Elgueta *et al.* 2014). Situación similar se da en el caso de los perros. Los tres sectores frecuentes identificados corresponden a zonas donde se ha detectado la presencia de zorro de Darwin durante los mismos monitoreos (Figura 2a). La distribución del zorro de Darwin es aparentemente parchosa (Silva-Rodríguez *et al.* 2018), motivo por el cual es preocupante que en cinco de los nueve sectores con presencia confirmada de este cánido se haya detectado la presencia de perros. Esto resulta crucial por el riesgo de ataques a zorros (e.g., D'elía *et al.* 2013), cambios en uso de espacio (Moreira-Arce *et al.* 2015) y transmisión de enfermedades, por ejemplo, de distémper canino (Silva-Rodríguez *et al.* 2016). Entre estos mecanismos, el más significativo y primordial es el riesgo de enfermedad, la cual se encuentra catalogada en el Plan de Conservación con alcance alto y gravedad muy alta (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Esto, debido al estudio de Timm *et al.* (2009), quienes documentaron la declinación de la población del zorro isleño (*Urocyon littoralis*) en la isla Santa Catalina, California. Esta población en 1999 se redujo en aproximadamente un 85% y su causa fue vinculada al virus distémper canino. Si bien no existen brotes de distémper documentados en zorro de Darwin, estos antecedentes sugieren que se trataría de una amenaza de alta importancia (Silva-Rodríguez *et al.* 2016). Evidentemente, la presencia de ganado y perros es una amenaza para otras especies con las que también co-ocurren, como por ejemplo el olivillo (Zamorano-Elgueta *et al.* 2014) y el pudú (Silva-Rodríguez y Sieving 2012), respectivamente.

El área ocupada tanto por perros como por ganado aparenta estar relativamente estable a lo largo de los cuatro años estudiados. En términos de ocupación ingenua (Ψ_{Naive}) se observa un aumento de 3 puntos porcentuales (desde 9 a 12%) para ambas especies entre 2017 y 2018. El incremento aparente se explica por nuevos registros en cámaras aledañas a las que ya habían detectado estas especies en años

anteriores. Solo se reconoció una cámara para perro y dos para ganado como sitios “nuevos” de registros de estos animales (Anexo 1 y 2). Por otro lado, los análisis con modelos de ocupación, sugieren una diferencia mayor entre 2017 y 2018 (desde 10-11% a 21% para ambas especies). Sin embargo, existe una incertidumbre importante asociada a dichos modelos lo cual se ve reflejado en amplios intervalos de confianza (Cuadro 2). Esta incertidumbre se explica por la baja probabilidad de detección (a pesar del uso de atractores), sumado a los pocos sitios muestrales considerando la cantidad requerida para situaciones donde la ocupación y probabilidad de detección es baja (ver Gálvez *et al.* 2016). Por otro lado, es muy probable que varios de los supuestos para la estimación de ocupación hayan sido quebrantados. Por ejemplo, los supuestos de independencia espacial, probabilidad de ocupación constante y probabilidad de detección constante (Mackenzie *et al.* 2017). Mackenzie *et al.* (2017) mencionan que la probabilidad de ocupación y detección cuando no son uniformes en todas las unidades de muestreo deben ser modeladas por medio de covariables, lo cual no pudo ser realizado en este caso debido al bajo número de detecciones. De haberse realizado el modelamiento, es probable que la probabilidad de ocupación habría disminuido a medida que aumentaba la distancia al borde, pues como se aprecia en la figura 2, la presencia de estos animales domésticos ocurre cercana a estas áreas. Además, existe una sobrerrepresentación en los bordes, debido a que hay más cámaras instaladas cerca de los límites de estas áreas protegidas que en el interior de ellas (ver Figura 1). A causa de esto, es probable que exista una sobreestimación de la probabilidad de uso.

5.2 Implicancias en la gestión de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero

Considerando la realidad encontrada en los monitoreos, es posible que las metas de reducción de amenazas propuestas para el año 2020 en el Plan de manejo de la RCV (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b) sean difíciles de alcanzar. Por ejemplo, para la amenaza perro, se estipula que la meta a alcanzar pasado 5 años del inicio del monitoreo es reducir a menos del 10% el área ocupada por estos animales (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b). Para alcanzar esta meta, las acciones se concentraron en el sector norte, bajo el supuesto implícito de que allí se encontrarían los sectores críticos (debido a que hay más perros). Sin embargo, la amenaza se concentra principalmente en la zona sur (Figura 2b), lo que no se sabía al iniciar los monitoreos el año 2015 (E.A. Silva-Rodríguez, com. pers.). De este modo, una reducción bajo el 10% de ocupación en la zona norte es poco probable que contribuya a una reducción significativa en el área ocupada total por perros. Por lo mismo, se recomienda priorizar estrategias para reducir los posibles efectos de los perros, en los sectores Quitaluto y Cadillal en el norte y en el sector Lamehuapi-Hueicolla en el sur con el fin de proteger las poblaciones de zorro de Darwin. Estas estrategias deberían considerar

control reproductivo de la población canina, vacunación y restricción de movimiento (Villatoro *et al.* 2016, 2019). La esterilización y vacunación pueden contribuir a reducir el riesgo asociado a los perros, siempre y cuando tanto el recambio poblacional, como la inmigración de perros desde otros lugares sean bajos (Belsare y Gompper 2015, Villatoro *et al.* 2016). Además de esto, los operativos deben ser acompañados de instancias de educación con énfasis en la reducción del número de perros por propietario, su capacidad de vagar libremente y el desincentivo del reemplazo de estos (Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). En cuanto a la restricción de movimiento este puede ser a través de correas y/o cercos (Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Sepúlveda *et al.* 2015). Si bien es probable que estas medidas sean muy difíciles de implementar (Villatoro *et al.* 2019), estas podrían centrarse en un principio en los perros problemáticos (los que deambulan mayores distancias), ya que se ha demostrado que no todos los perros tienen el mismo comportamiento de realizar excursiones (Sepúlveda *et al.* 2015, Pérez *et al.* 2018). Otro factor que no se debe dejar atrás es la alimentación de los canes y sobre todo de aquellos que no pueden ser restringidos de su movimiento debido a que son animales de trabajo (e.g., perros que cuidan ganado). Es importante que su alimentación sea la adecuada, pues es más probable que los perros mal alimentados ataquen especies nativas (Silva-Rodríguez y Sieving 2011). El foco central de la problemática se concentra en la decisiones y actitudes de los propietarios de los perros, es por esto que es indispensable realizar las estrategias considerando la dimensión humana del problema (Morters *et al.* 2014, Villatoro *et al.* 2016).

En el caso del ganado, la meta era una reducción del 50% (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b), meta construida sobre el supuesto de una ocupación mayor a la finalmente detectada. Sin embargo, el año 2014 se firmaron acuerdos con los ganaderos de la zona de Cadillal (TNC 2014), por lo que, si esta estrategia fue exitosa, es probable que los efectos hayan ocurrido de forma previa al inicio del monitoreo, por lo que este sería incapaz de detectarlo. Una alternativa para evaluar la efectividad de esta estrategia, podría ser replicar el monitoreo con la metodología utilizada antiguamente, que se realizaba a través de signos indirectos (huellas, fecas) de presencia de ganado en los caminos del área protegida, y comparar la presencia de estos animales tanto antes y después de la intervención, como también en sectores con y sin intervención (diseño BACI, *Before-After, Control-Impact*; Block *et al.* 2001). Para la reducción de esta amenaza es importante dar continuidad a estrategias con perspectiva de territorio, debido a que varios de los sectores con presencia bovina se encuentran en los sectores colindantes entre la RCV y el PNAC. Por ejemplo, el problema de la presencia de ganado en el sector Lahual de la RCV y en el sector Monumento del PNAC, probablemente se deba a pocos propietarios de ganado en sectores aledaños al PNAC. De este modo, tal como se ha realizado en el sector Cadillal (TNC 2014), es importante que continúe la

colaboración entre ambas áreas protegidas para dar solución a problemas que aquejan a objetos de conservación tales como el alerce y el olivillo.

Los resultados aquí presentados, son relativamente positivos, en términos de que tanto la ocupación ingenua como corregida es baja (pero ver situación de zorro de Darwin, alerce y olivillo). Sin embargo, no hay que dejar de lado que estos sitios son áreas de protección concurridas por visitantes y que además se presenta como un modelo de conservación (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Por esto, el hecho de que los visitantes evidencien la presencia de animales domésticos en caminos y senderos tanto de forma directa como indirecta a través de sus huellas o fecas, puede generar un malestar legítimo. La percepción social es un argumento adicional de por qué es importante continuar trabajando en reducir el nivel de ocupación de estos animales domésticos dentro de estas administraciones, además de continuar presentando y divulgando los resultados de los monitoreos como método para dar a conocer los avances en conservación dentro de estas áreas silvestres protegidas.

6. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio revelan una ocupación relativamente baja y estable de perros y ganado bovino dentro de la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, cuya presencia está asociada a localidades vecinas y a los bordes de estas áreas protegidas. Si bien la ocupación es baja, la presencia de estos animales sigue siendo una amenaza, debido a los posibles impactos que pueden producir al estar presentes (e.g., transmisión de enfermedades, cambios en estructura y composición en el ecosistema) y porque se encuentran en sectores con presencia de especies nativas de importancia, tanto a nivel local como mundial, debido a sus estados de conservación (e.g., zorro de Darwin y Alerce, Figura 2). La presencia de localidades rurales cercanas a áreas protegidas es una situación recurrente en el sur de Chile y explica la presencia de animales domésticos en su interior (e.g., Silva-Rodríguez y Sieving 2012) por lo que realizar acciones que consideren a los dueños de animales domésticos es crucial para lograr los objetivos en conservación (Villatoro *et al.* 2019). El caso de acuerdos firmados entre las áreas protegidas y ganaderos vecinos (TNC 2014) es un ejemplo de entender el problema con responsabilidad compartida, buscando consenso entre las partes, tal como lo sugieren Redpath *et al.* (2013). El enfocar las actividades de manejo solo en la especie problema sin considerar la dimensión humana del asunto, es generar estrategias que van en dirección al fracaso (Redpath *et al.* 2013, Villatoro *et al.* 2016, 2019).

7. REFERENCIAS

- Acosta-Jamett G, W Chalmers, A Cunningham, S Cleaveland, I Handel. 2011. Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152(3-4): 247-257.
- Acosta-Jamett G, D Surot, M Cortes, V Marambio, C Valenzuela, A Vallverdu, M Ward. 2015. Epidemiology of canine distemper and canine parvovirus in domestic dogs in urban and rural areas of the Araucanía region in Chile. *Veterinary Microbiology* 178(3-4): 260-264.
- Anderson CB, GM Pastur, MV Lencinas, PK Wallem, MC Moorman, AD Rosemond. 2009. Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39(1): 33-52.
- Armesto JJ, R Rozzi, C Smith-Ramirez, MT Arroyo. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282(5392): 1271-1272.
- Bahamondes C, M Martin, S Müller-Using, A Pugin, Y Rojas, G Vergara, O Peña, M Uribe, R Ipinza. 2007. Inventario de los bosques de alerce. Instituto Forestal (Infor) Sede Valdivia, Ministerio de Agricultura, Chile. 183 p.
- Baillie JEM, C Hilton-Taylor, SN Stuart. 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 191 p.
- Bellard C, P Cassey, TM Blackburn. 2016a. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12(2): 20150623.
- Bellard C, P Genovesi, JM Jeschke. 2016b. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1823): 20152454.
- Belsare AV, ME Gompper. 2015. A model-based approach for investigation and mitigation of disease spillover risks to wildlife: Dogs, foxes and canine distemper in central India. *Ecological Modelling* 296: 102-112.
- Block WM, AB Franklin, JrJP Ward, JL Ganey, GC White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9(3): 293-303.
- Bonacic C, R Almuna, JT Ibarra. 2019. Biodiversity Conservation Requires Management of Feral Domestic Animals. *Trends in Ecology & Evolution*.
- Cavelier J, D Tecklin. 2005. Conservación de la Cordillera de la Costa: un desafío urgente en la ecorregión Valdiviana. In Smith-Ramírez C, JJ Armesto, C Valdovinos eds. Historia,

- biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 632-641.
- Clavero M, E García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* 20(3): 110.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2014. Plan de Manejo Parque Nacional Alerce Costero. Documento operativo. 207 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2017. Plan de Manejo Parque Nacional La Campana. Documento operativo. 162 p.
- Cunazza P, P Contreras. 2015. Implementación de metodología “Estándares Abiertos para la práctica de la Conservación”. Parque Nacional Alerce Costero, Valdivia. 31 p.
- D'elía G, A Orloff, P Sanchez, B Guinez, V Varas. 2013. A new geographic record of the endangered Darwin's fox *Lycalopex fulvipes* (Carnivora: Canidae): filling the distributional gap. *Revista Chilena de Historia Natural* 86(4): 485-488.
- Delgado C. 2005. Plan de conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia. 173 p.
- Doherty TS, CR Dickman, DG Nimmo, EG Ritchie. 2015. Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. *Biological Conservation* 190: 60-68.
- Doherty TS, AS Glen, DG Nimmo, EG Ritchie, CR Dickman. 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(40): 11261-11265.
- Doherty TS, CR Dickman, AS Glen, TM Newsome, DG Nimmo, EG Ritchie, AT Vanak, AJ Wirsing. 2017. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation* 210: 56-59.
- Echeverría C, AC Newton, A Lara, JMR Benayas, DA Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16(4): 426-439.
- Echeverría C, R Fuentes, R Heilmayr. En prensa. Cambios de uso y cobertura del suelo en la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. In Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de Los Lagos, Chile.

- Eldridge DJ, AG Poore, M Ruiz-Colmenero, M Letnic, S Soliveres. 2016. Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing. *Ecological Applications* 26(4): 1273-1283.
- Foundations of Success. 2009. Conceptualización y Planificación de Proyectos y Programas de Conservación: Manual de Capacitación. Foundations of Success, Bethesda, Maryland, Estados Unidos. 179 p.
- Gálvez N, G Guillera-Aroita, BJ Morgan, ZG Davies. 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biological Conservation* 204: 350-359.
- Gandiwa P, M Matsvayi, MM Ngwenya, E Gandiwa. 2011. Assessment of livestock and human settlement encroachment into northern Gonarezhou National Park, Zimbabwe. *Journal of Sustainable Development in Africa* 13(5): 19-33.
- Gompper ME. (Ed). 2014. *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press. 336 p.
- Gurevitch J, D Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions?. *Trends in Ecology & Evolution* 19(9): 470-474.
- Heilmayr R, C Echeverría, R Fuentes, EF Lambin. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75: 71-82.
- Henn JJ, CB Anderson, GM Pastur. 2016. Landscape-level impact and habitat factors associated with invasive beaver distribution in Tierra del Fuego. *Biological Invasions* 18(6): 1679-1688.
- Hines JE. 2006. PRESENCE2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters USGS-PWRC (2006). Consultado 27 feb. 2019. Disponible en <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- Hobbs NT. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management* 60(4): 695-713.
- Home C, YV Bhatnagar, AT Vanak. 2018. Canine Conundrum: domestic dogs as an invasive species and their impacts on wildlife in India. *Animal Conservation* 21(4): 275-282.
- Hughes J, DW Macdonald. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157: 341-351.
- Hulme PE, S Bacher, M Kenis, S Klotz, I Kühn, D Minchin, W Nentwig, S Olenin, V Panov, J Pergl, P Pyšek, A Roques, D Sol, W Solarz, M Vilà. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* 45: 403-414.

- Hulme PE. 2014. Invasive species challenge the global response to emerging diseases. *Trends in Parasitology* 30(6): 267-270.
- Hulme PE. 2015. Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology* 52: 1418-1424.
- INE (Instituto Nacional de Estadística, CL). 2019. Servicio de mapas del Censo 2017. Consultado 30 jun. 2019. Disponible en <http://www.censo2017.cl/servicio-de-mapas/>
- Jaksic F, S Castro. 2014. Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales. Ediciones UC. 528 p.
- Jiménez JE. 2007. Ecology of a coastal population of the critically endangered Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on Chiloé Island, southern Chile. *Journal of Zoology* 271(1): 63-77.
- Kutt AS, IJ Gordon. 2012. Variation in terrestrial mammal abundance on pastoral and conservation land tenures in north-eastern Australian tropical savannas. *Animal Conservation* 15(4): 416-425.
- Lacerda AC, WM Tomas, J Marinho-Filho. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12(5): 477-487.
- Lara A, ME Solari, M Prieto, MP Peña. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° - 43° 30' S). *Bosque* 33(1): 13-23.
- Lara A, C Zamorano, A Miranda, M González, R Reyes. 2016. Bosques Nativos. In Centro de análisis de políticas públicas Universidad de Chile eds. Informe país, Estado del medio ambiente en Chile, Comparación 1999-2015. 167-219 p.
- Llanos-Soto S, D González-Acuña. 2019. Conocimiento acerca de los patógenos virales y bacterianos presentes en mamíferos silvestres en Chile: una revisión sistemática. *Revista Chilena de Infectología* 36(1): 43-67.
- MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, J Andrew Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- MacKenzie DI, JD Nichols, JA Royle, KH Pollock, L Bailey, JE Hines. 2017. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier. 648 p.
- Malo JE, F Suarez. 1995. Establishment of pasture species on cattle dung: the role of endozoochorous seeds. *Journal of Vegetation Science* 6(2): 169-174.
- Martínez LV. 2009. Evaluación del espacio para la ganadería extensiva sustentable y la conservación del Huemul (*Hippocamelus bisulcus*), en el Parque Nacional Los Alerces, Provincia de Chubut, Argentina. *Asociación para la Protección de la Naturaleza* 40: 45-67.

- Mazzini F, MA Relva, LR Malizia. 2018. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant Ecology* 219(8): 913-925.
- McGeoch MA, SH Butchart, D Spear, E Marais, EJ Kleynhans, A Symes, J Chanson, M Hoffmann. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16: 95-108.
- Medina FM, E Bonnaud, E Vidal, BR Tershy, ES Zavaleta, C Josh Donlan, BS Keitt, M Corre, SV Horwath, M Nogales. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology* 17: 3503-3510.
- Miranda A, A Altamirano, L Cayuela, A Lara, M González. 2017. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change* 17(1): 285-297.
- Montecino-Latorre D, W San Martín. 2019. Evidence supporting that human-subsidized free-ranging dogs are the main cause of animal losses in small-scale farms in Chile. *Ambio* 48(3): 240-250.
- Moreira-Arce D, P Vergara, S Boutin. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PLoS One* 10(9): e0137854.
- Myers N, RA Mittermeier, CG Mittermeier, GA Da Fonseca, J Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.
- Mittermeier RA, PR Gil, M Hoffman, J Pilgrim, T Brooks, C Mittermeier, J Lamoreux, G Da Fonseca, PA Saligmann. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Ciudad de México, México. CEMEX. 392 p.
- Morters MK, TJ McKinley, O Restif, AJ Conlan, S Cleaveland, K Hampson, HR Whay, IM Damriyasa, JL Wood. 2014. The demography of free-roaming dog populations and applications to disease and population control. *Journal of Applied Ecology* 51(4): 1096-1106.
- Muposhi VK, TC Chademana, E Gandiwa, N Muboko. 2016. Edge effects: impact of anthropogenic activities on vegetation structure and diversity in western Umfurudzi Park, Zimbabwe. *African Journal of Ecology* 54(4): 450-459.
- Nentwig W. 2008. Pathways in Animal Invasions. In Nentwig W eds. Biological invasions. Ecological Studies (Analysis and Synthesis). Springer, Berlin, Heidelberg. 193: 11-26.
- Olson DM, E Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 199-224.
- Otavo S, C Echeverría. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(4): 924-935.

- Pauchard A, PB Alaback. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18(1): 238-248.
- Pejchar L, HA Mooney. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution* 24(9): 497-504.
- Pérez GE, A Conte, EJ Garde, S Messori, R Vanderstichel, J Serpell. 2018. Movement and home range of owned free-roaming male dogs in Puerto Natales, Chile. *Applied Animal Behaviour Science* 205: 74-82.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2017. Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/ naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Santiago de Chile. 61 p.
- Premoli A, P Quiroga, C Souto, M Gardner. 2013. *Fitzroya cupressoides*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013. Consultado 22 jun. 2019. Disponible en <https://www.iucnredlist.org/species/30926/2798574>.
- QGIS Development Team 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Raffaele E, T Kitzberger, T Veblen. 2007. Interactive effects of introduced herbivores and post-flowering die-off of bamboos in Patagonian Nothofagus forests. *Journal of Vegetation Science* 18(3): 371-378.
- Redpath SM, J Young, A Evely, WM Adams, WJ Sutherland, A Whitehouse, A Amar, R Lambert, JDC Linnell, A Watt, RJ Gutierrez. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution* 28(2): 100-109.
- Relva MA, TT Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108(1-2): 27-40.
- Ribeiro FS, E Nichols, RG Morato, JP Metzger, R Pardini. 2019. Disturbance or propagule pressure? Unravelling the drivers and mapping the intensity of invasion of free-ranging dogs across the Atlantic forest hotspot. *Diversity and Distributions* 25(2): 191-204.
- Sánchez P, B Guíñez, J Cárcamo, C Rojas. 2014. Conservación del zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*) implementando medidas de mitigación a sus principales amenazas en el Parque Nacional

- Nahuelbuta, Región de la Araucanía. In CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2: 83-88.
- Sanderson J, G Harris. 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History* 1(1): 11-19.
- Sax DF, SD Gaines. 2008. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(1): 11490-11497.
- Scalera R. 2010. How much is Europe spending on invasive alien species?. *Biological Invasions* 12(1): 173-177.
- Schieltz JM, DI Rubenstein. 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know?. *Environmental Research Letters* 11(11): 113003.
- Seebens H, TM Blackburn, EE Dyer, P Genovesi, PE Hulme, JM Jeschke, S Pagad, P Pyšek, M Winter, M Arianoutsou, S Bacher, B Blasius, G Brundu, C Capinha, L Celesti-Grapow, W Dawson, S Dullinger, N Fuentes, H Jäger, J Kartesz, M Kenis, H Kreft, I Kühn, B Lenzner, A Liebhold, A Mosena, D Moser, M Nishino, D Pearman, J Pergl, W Rabitsch, J Rojas-Sandoval, A Roques, S Rorke, S Rossinelli, HE Roy, R Scalera, S Schindler, K Štajerová, B Tokarska-Guzik, M van Kleunen, K Walker, P Weigelt, T Yamanaka, F Essl. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435.
- Sepúlveda MA, RS Singer, EA Silva-Rodríguez, A Eguren, P Stowhas, K Pelican. 2014. Invasive American mink: linking pathogen risk between domestic and endangered carnivores. *EcoHealth* 11(3): 409-419.
- Sepúlveda MA, K Pelican, P Cross, A Eguren, R Singer. 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology* 80(4): 290-297.
- Silva-Rodríguez EA, GR Ortega-Solís, JE Jiménez. 2010. Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology* 35(7): 765-777.
- Silva-Rodríguez EA, KE Sieving. 2011. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* 25(4): 808-815.
- Silva-Rodríguez E, K Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103-110.
- Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P

- Poveda, A Almonacid. 2015a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 254 p.
- Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 140 p.
- Silva-Rodríguez EA, M Sepúlveda, C Duarte, E- Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, H Norambuena, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015c. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 58 p.
- Silva-Rodríguez E, A Farias, D Moreira-Arce, J Cabello, E Hidalgo-Hermoso, M Lucherini, J Jiménez. 2016. *Lycalopex fulvipes* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Consultado 02 jul. 2019. Disponible en <https://www.iucnredlist.org/species/41586/107263066>
- Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45-53.
- Silva-Rodríguez EA, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, OA Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. En prensa. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. In Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de Los Lagos, Chile.
- Simberloff D. 2011. How common are invasion-induced ecosystem impacts?. *Biological Invasions* 13(5): 1255-1268.
- Simberloff D, JL Martin, P Genovesi, V Maris, DA Wardle, J Aronson, F Courchamp, B Galil, E García-Berthou, M Pascal, P Pyšek, R Sousa, E Tabacchi, M Vilà. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28(1): 58-66.
- Smith C, J Armesto. 2002. Importancia biológica de los bosques costeros de la décima región: el impacto de la carretera costera sur. *Ambiente y Desarrollo* 23: 6-14.
- Smith-Ramírez C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity & Conservation* 13(2): 373-393.
- Steinfeld H, P Gerber, T Wassenaar, V Castel, M Rosales, C de Haan. 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. Food & Agriculture Org. 390 p.

- Timm SF, L Munson, BA Summers, KA Terio, EJ Dubovi, CE Rupprecht, S Kapil, DK Garcelon. 2009. A suspected canine distemper epidemic as the cause of a catastrophic decline in Santa Catalina Island foxes (*Urocyon littoralis catalinae*). *Journal of Wildlife Diseases* 45(2): 333-343.
- TNC (The Nature Conservancy, CL). 2014. Reglamento interno de funcionamiento de Alianza Ganaderos Cadillal con Reserva Costera Valdiviana en sector Cadillal. 6 p.
- Tofastrud M, O Devineau, B Zimmermann. 2019. Habitat selection of free-ranging cattle in productive coniferous forests of south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 437: 1-9.
- Torres PC, PI Prado. 2010. Domestic dogs in a fragmented landscape in the Brazilian Atlantic Forest: abundance, habitat use and caring by owners. *Brazilian Journal of Biology* 70(4): 987-994.
- UACH (Universidad Austral de Chile, CL), CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2014. Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la región de Los Ríos. Valdivia, Chile: Laboratorio de Geomática – Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 43 p.
- Valéry L, H Fritz, JC Lefeuvre, D Simberloff. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions* 10(8): 1345-1351.
- Vanak AT, ME Gompper. 2010. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology* 47(6): 1225-1232.
- Vanak AT, CR Dickman, EA Silva-Rodriguez, JR Butler, EG Ritchie. 2014. Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. In Gompper M ed. Free-ranging dogs and wildlife conservation. p. 69-93.
- Vavra M, CG Parks, MJ Wisdom. 2007. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: the good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management* 246(1): 66-72.
- Vázquez DP. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4(1-2): 175-191.
- Vila A, L Borrelli. 2011. Cattle in the Patagonian forests: feeding ecology in Los Alerces National Reserve. *Forest Ecology and Management* 261(7): 1306-1314.
- Villatoro FJ, MA Sepúlveda, P Stowhas, EA Silva-Rodríguez. 2016. Urban dogs in rural areas: Human-mediated movement defines dog populations in southern Chile. *Preventive Veterinary Medicine* 135: 59-66.

- Villatoro FJ, L Naughton-Treves, MA Sepúlveda, P Stowhas, FO Mardones, EA Silva-Rodríguez. 2019. When free-ranging dogs threaten wildlife: Public attitudes toward management strategies in southern Chile. *Journal of Environmental Management* 229: 67-75.
- Wilcove D, D Rothstein, J Dubow, A Phillips, E Losos. 1998. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience* 48(8): 607-615.
- Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, JM Rey-Benayas, P Donoso, D Geneletti, R Hobbs. 2014. The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5(7): 1-17.
- Zamorano-Elgueta C, JMR Benayas, L Cayuela, S Hantson, D Armenteras. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345: 10-20.
- Zapata-Ríos G, LC Branch. 2018. Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. *PloS One* 13(2): e0192346.

ANEXOS

1. Cámaras con presencia de perro y ganado durante los años 2015-2018 por área protegida.

Año	Reserva Costera Valdivia		Parque Nacional Alerce Costero	
	Perro	Ganado	Perro	Ganado
2015	D28	F25		
	D29	J03		
	E26	M04	-	-
	F25	Q04		
2016	C29	J03	U07	BL12
	D29	O06	V03	V07
	E26	P06		
	E28	Q04		
	F25			
2017	D28	J03		BA09
	E26	O06		U07
	E27	R26		U27
	E28		-	V07
	J03			
	M03			
	M04			
2018	C29	M25	U07	BL12
	C31	O06	V03	S01
	D29	R26	Y29	U07
	D31	S26		U26
	E26	S27		V07
	E27			
	E28			

The map displays the study area with 33 sampling points distributed across it. The points are labeled with codes such as P01, O01, S01, U02, X02, H03, J03, M03, N03, M4, Q04, Q05, K06, L07, P06, T04, V03, X03, J08, O06, P08, U07, V07, Q09, P09, BA06, Y09, BA09, BD08, G11, I11, K12, I13, L14, M14, N15, P17, R17, U13, BE11, BF14, BG14, BK13, BL12, I15, G18, N18, N20, L21, I22, J22, I23, J23, K24, L25, M25, N25, O26, Q26, R26, R27, S27, S28, U26, U27, Y27, X29, Y29, D28, E27, E28, D29, E30, D31, F30, C31, C33, and BE17. A north arrow is located in the top right corner, and a scale bar indicating 0, 2.5, 5, and 7.5 km is in the bottom right corner. The scale is 1:200,000.



Universidad Austral de Chile

Conocimiento y Naturaleza

Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana

Patrocinante: Dr. Eduardo Silva-Rodríguez

Proyecto del Trabajo de Titulación presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

FRANCISCA ANTONIA RIQUELME PÉREZ

VALDIVIA

2020

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	MARCO TEÓRICO	2
2.1	Defaunación y Áreas Silvestres Protegidas como estrategia de conservación	2
2.2	Monitoreo de Fauna Silvestre	3
2.3	Conservación y monitoreo de fauna en la Reserva Costera Valdiviana	5
3	MÉTODOS	7
3.1	Área de estudio	7
3.2	Monitoreo con trampas cámaras	8
3.3	Análisis de ocupación.	10
4	RESULTADOS	11
4.1	Ocupación de especies correspondiente a objeto de conservación Zorro de Darwin - güiña-pudú.	11
4.2	Ocupación de especies correspondientes a Amenazas perro y ganado.	14
4.3	Alcance de amenazas perro y ganado.	16
5	DISCUSIÓN	17
5.1	Estado del objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú	17
5.2	Estado de las amenazas perro y ganado.	18
5.3	Debilidades del monitoreo y recomendaciones para reducir incertidumbre	19
6	CONCLUSIÓN	21
7	REFERENCIAS	22
8	ANEXOS	29

Calificación del Comité de Titulación.

	Nota
Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez	6,7
Informante: Sr. Nicolás Gálvez	6,7
Informante: Sr. Mauricio Soto Gamboa	6,7

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



Sr. Eduardo Silva Rodríguez.

Agradecimientos.

Agradecimientos especiales a todos los que me ayudaron a hacer esto posible, amigos y profesores, a Don Juan Leiva y Don Víctor Sandoval por darme el primer empujón en la vida profesional. A Eduardo Silva por enseñarme el camino con alegría y por siempre estar ahí cuando lo necesite. Al equipo de guardaparques de la Reserva Costera Valdiviana y a la ONG The Nature Conservancy por permitirme trabajar con su set de datos, a Don Erwin y Don Danilo por recibirme y educarme todo un verano. A la Vivi por el proceso de datos y su infinita paciencia.

A mis padres por apoyarme a pesar de todo, a mi abuelo por su silencioso y eterno apoyo. A Cristopher por amarme y darme ánimos cuando pensaba que no lo lograría y ¿Por qué no? A mis amores peludos con sus colitas felices.

Dedicatoria.

Les dedico este trabajo y todo el sudor, rasguños, lágrimas y sanguijuelas que costo su realización a mi familia y amigos, quienes han estado incondicionalmente apoyándome durante todo este camino universitario, a mis padres por su enorme apoyo y confianza, a mis hermanos por su eterno cariño, a mi monstruo por venir a verme con los papás cada que pueden, a mi abuela y a Pedro, los primeros en confiar en mí y convencer a todos que me dejaran partir en esta nueva etapa tan lejos de casa, a mis viejos amigos, mis bonis, por darme la fuerza de subir a ese bus en el que iniciaría mi aventura, a los nuevos amigos a Andrea, Paz, Chio y Pao por aguantar tantas mañas y ansiedad, por la risas y cariños. A Juanca por recibirnos en su casa y hacernos sentir tan queridos que no nos queramos ir.

Por último, le agradezco y dedico de corazón a quien fue mi mayor apoyo durante este proceso y quien espero siga apoyándome en todos los proyectos y locuras que se nos ocurra por lo que nos quede de vida, a Cristopher, por amarme y darme una segunda familia llena de pelitos y alegrías.

***Hasta que no hayas amado a un animal,
una parte de tu alma permanecerá dormida.***

Anatole France

RESUMEN

La implementación de trampas cámaras para el monitoreo de fauna silvestre, dentro y fuera de las áreas protegidas, ha brindado una gran ayuda a la hora de mejorar e incrementar los esfuerzos de conservación de especies amenazadas o aquellas que son difíciles de detectar y por tanto de estudiar. Esta herramienta ha sido implementada dentro del Plan de Monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana (RCV), lo que ha dado como resultado importantes hallazgos, los cuales han motivado a otras áreas protegidas del país a integrar esta tecnología a sus herramientas de gestión. Este trabajo busca realizar una evaluación al uso de trampas cámaras en el Plan de Monitoreo de RCV a través del análisis de ocupación de las especies que componen el objeto de conservación a estudiar, zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*), güiña (*Leopardus guigna*) y pudú (*Pudu puda*), durante el periodo 2015 – 2019 con el fin de verificar el estado actual tanto del objeto de conservación, como de sus amenazas perro y ganado. Este análisis es importante para detectar posibles problemáticas y desarrollar estrategias oportunas que permitan una mejora al Plan de Monitoreo a 5 años de su implementación. El análisis de los datos obtenidos muestra que tanto güiña como pudú se encuentran distribuidos homogéneamente dentro de RCV, mientras que los registros de zorro de Darwin se concentran principalmente en la zona sur. Todas las especies estudiadas presentaron una ocupación relativamente constante en el tiempo incluyendo perros y ganado. Las principales debilidades detectadas se asocian a amplios intervalos de confianza en los estimadores, que derivan de la combinación de tamaño muestral y baja probabilidad de detección de algunas especies. A partir de lo anterior, se recomiendan medidas para fortalecer el monitoreo, enfatizando el trabajo en conjunto con el Parque Nacional Alerce Costero.

Palabras clave: Plan de Monitoreo, Área Silvestre Protegida, Trampas Cámara, Ocupación de especies, zorro de Darwin, güiña y pudú.

1 INTRODUCCIÓN

Debido a su condición de isla biogeográfica, Chile presenta una cantidad importante de especies nativas y endémicas, algunas de las cuales se encuentran amenazadas. Las áreas silvestres protegidas (ASP), estatales y privadas, juegan un papel importante a la hora de conservar estas especies. Esta situación hace necesario que las ASP cuenten con sistemas de monitoreo eficaces que permitan generar información de forma precisa y eficiente, para mejorar el proceso de toma de decisiones orientado a lograr los resultados y metas esperadas. Debido a esto, los planes de monitoreo deben ser sujetos a evaluaciones periódicas para lograr identificar y corregir posibles fallas dentro del mismo.

Existen diversas metodologías para monitorear fauna silvestre. Estas incluyen censos, estimaciones de abundancia utilizando puntos de conteo y/o transectos, radiotelemetría, captura de ejemplares vivos, trampas cámaras, entre otros. Entre estos métodos, destaca el uso de trampas cámaras, por cuanto ha provisto una solución costo-eficiente para el monitoreo de especies que de otro modo serían difíciles de detectar.

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida privada perteneciente a la ONG *The Nature Conservancy* creada el año 2003. La RCV es pionera a nivel nacional en cuanto a la utilización de los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación, como metodología de planificación y cuenta en la actualidad con tres instrumentos de gestión: Plan de Conservación de Áreas, Plan de Manejo y Plan de Monitoreo. En el caso específico del plan de monitoreo, destaca la implementación del seguimiento del objeto de conservación “Zorro de Darwin – güiña – pudú” y algunas amenazas a través del monitoreo con trampas cámaras. A cinco años de su implementación, es importante analizar el desempeño de este plan de monitoreo tanto en términos de sus fortalezas como de sus debilidades. Esto permitirá, formalizar y compartir aprendizajes que permitan contribuir a mejorar la gestión de la Reserva Costera Valdiviana y otras áreas protegidas.

El propósito de esta evaluación corresponde a realizar un seguimiento mediante la observación y el análisis de la ejecución del plan de monitoreo de RCV con el fin de detectar oportunamente posibles problemas o aspectos que, potencialmente representen alguna problemática a futuro.

Objetivo general.

- Evaluar el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana en cuanto al uso de trampas cámaras para el seguimiento de indicadores identificados en el Plan de Conservación de Áreas.

Objetivos específicos.

- Evaluar el estado de objetos de conservación y amenazas monitoreadas a partir del uso de cámaras trampa.
- Evaluar el cumplimiento de objetivos y metas planteadas en plan de conservación, utilizando los datos reportados por el plan de monitoreo.
- Proveer recomendaciones que permitan mejorar el plan de monitoreo tomando en cuenta las fortalezas y debilidades detectadas a partir del análisis de los datos generados por este.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Defaunación y Áreas Silvestres Protegidas como estrategia de conservación

La biodiversidad ha estado disminuyendo rápidamente debido al aumento de presiones antrópicas sobre los ecosistemas (Butchart *et al.* 2010), la pérdida de fauna silvestre es un proceso comparable con otras causas de pérdida de biodiversidad, tales como la deforestación, y ha sido definida como “defaunación” (Dirzo *et al.* 2014). La defaunación puede categorizarse, dependiendo de la escala en la que se examine, en extinciones globales, locales o declinación local de abundancia (Young *et al.* 2016). El establecimiento de áreas silvestres protegidas (ASP) es una de las principales estrategias de conservación para contrarrestar estos procesos (Ervin 2003, Salafsky *et al.* 2008, Butchart *et al.* 2012) ya que son capaces de conservar la biodiversidad *in situ* (Rodríguez *et al.* 2004), en la medida de que su gestión contribuya a la mitigación de amenazas (Watson *et al.* 2014).

A pesar de su importancia, un número importante de áreas protegidas del mundo presentan debilidades en su gestión, incluyendo, pero no limitándose al financiamiento, participación comunitaria, planificación de su gestión y en la ejecución de acciones de conservación (Bruner *et al.* 2001, Leverington *et al.* 2010, Pressey *et al.* 2015). Por ejemplo, Chile cuenta con un importante número de ASP con deficiencias en su manejo, lo que se refleja por ejemplo en bajos niveles de ejecución de acciones de conservación contemplados en planes de manejo (Sepúlveda *et al.* 2015). Esto se explica en muchos casos por limitaciones financieras (Waldron *et al.* 2013). De este modo, el hecho de que un área sea declarada como protegida, no implica que las poblaciones animales se encuentren libres de amenazas. Por ejemplo, es posible que ocurran procesos de defaunación vinculados a conflicto entre las comunidades y fauna silvestre en los bordes de las áreas protegidas (Woodroffe y Ginsberg 1998, Balme

et al. 2010), deforestación (Joppa *et al.* 2008), transmisión de patógenos (Alexander *et al.* 2010, De Vos *et al.* 2016), interacciones con animales domésticos (Silva-Rodríguez y Sieving 2012), entre otros.

Para mejorar la gestión de las ASP, tanto a nivel mundial (CMP 2020) como nacional (CONAF 2017), diversas áreas protegidas han optado por adoptar los “Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación” (Estándares de Conservación, CMP, 2020) como metodología de planificación. En esta aproximación el monitoreo es fundamental como herramienta de evaluación de la gestión permitiendo, en caso de ser necesario, adaptar el manejo (Pressey *et al.* 2015, CMP 2020) y transparentar a la sociedad los resultados de la gestión (CONAF 2017). En el marco de los Estándares de Conservación, los planes de monitoreo abordan el seguimiento del estado de los objetos de conservación y las amenazas previamente definidas, de modo que la información obtenida sea utilizada en los procesos de gestión futuros (CMP 2020) se define objeto de conservación como la selección de especies, conjuntos de especies, ecosistemas o comunidades a conservar dentro de un ASP, estos se dividen como objetos de filtro grueso a los ecosistemas o comunidades y objeto de filtro fino a las especies, conjunto de especies, ensambles, etc.

2.2 Monitoreo de Fauna Silvestre

Dependiendo de los objetivos y las características de las especies a muestrear, existen variados métodos de monitoreo, a través de transectos, puntos de conteo, captura–marcaje–recaptura, radiotelemetría, trampas cámaras, censos entre otros (Silvy *et al.* 2012). Muchos de estos métodos implican un gran esfuerzo de muestreo, muchas inviábiles en contextos de gestión, especialmente cuando se requiere monitorear especies que ocurren a bajas abundancias o que implican condiciones logísticas complejas, tales como carnívoros o especies nocturnas (Hristov *et al.* 2008, Rich *et al.* 2017). En este contexto, la utilización de trampas cámaras tomó fuerza en el ámbito de conservación durante los años noventa (Kucera *et al.* 2011), masificándose en las últimas dos décadas (Rovero *et al.* 2013, Burton *et al.* 2015, Kays *et al.* 2020).

En la actualidad, las trampas cámara son herramientas de estudio ampliamente utilizadas a nivel mundial que permiten de forma remota capturar imágenes de animales que pasen frente a ellas de forma no invasiva (Rovero *et al.* 2013). Por este motivo su uso como herramienta de investigación ha aumentado considerablemente (Rowcliffe y Carbone 2008, Rovero *et al.* 2013, Caravaggi *et al.* 2017). El uso de las trampas cámaras ha permitido, de manera costo-eficiente (Gálvez *et al.* 2016), la estimación

de riqueza de especies y abundancia relativa (Silveira *et al.* 2003), ocupación (e.g., Gálvez *et al.* 2018) e incluso descubrir nuevas poblaciones de especies amenazadas (e.g., Farías *et al.* 2014).

Sin embargo, el mayor acceso a tecnología implica nuevos desafíos (Hebblewhite *et al.* 2010, Silvy 2020). Uno de los desafíos más importante en el monitoreo de fauna, es el hecho de que por lo general la detección es imperfecta (Mackenzie *et al.* 2002, 2017). Esto implica que una especie, aun cuando se encuentre presente podría no ser detectada (Moilanen 2002, Mackenzie *et al.* 2002, 2017). Más aún, la incertidumbre en detección puede variar entre años, sitios y hábitat, por lo que los sesgos generados podrían afectar severamente la consistencia y sensibilidad de los monitoreos (Mackenzie *et al.* 2017). Si bien existen métodos estadísticos, para abordar este problema (Modelos de ocupación, Mackenzie *et al.* 2002), la modelación es compleja para especies esquivas debido que presentan baja probabilidad de detección (e.g., Gálvez *et al.* 2017, Silva-Rodríguez *et al.* 2018). Adicionalmente, estos métodos tienen supuestos importantes. Por ejemplo, los modelos de ocupación asumen que la población es cerrada (o al menos que el estado de ocupación no cambia), el cual es fácilmente alterable ya que existe evidencia de cambios en el estado de ocupación incluso en períodos breves, que tradicionalmente se consideran cerrados (Rota *et al.* 2009). Esto implica que los monitoreos tienen diversos aspectos técnicos que deben ser planificados y ajustados de modo de asegurar que sirvan al propósito para el cual fueron diseñados.

En Chile diversas ASP han incluido el uso de trampas cámara como parte de sus programas de monitoreo, logrando describir ensambles de especies en áreas protegidas (Amado *et al.* 2014, Saavedra *et al.* 2014, Valenzuela *et al.* 2014), presencia de amenazas (Cepeda-Mercado *et al.* 2014), patrones de actividad (Monroy-Vilchis *et al.* 2011, Zúñiga y Araya. 2014), etc. En muchos de estos casos, los monitoreos han sido implementados por los equipos de guardaparques y administrativos de cada ASP (de la Maza *et al.* 2013), y/o en colaboración con equipos científicos externos a las unidades (e.g., Silva-Rodríguez *et al.* 2019).

Los avances en monitoreo de fauna en los últimos 10 años han sido importantes. Sin embargo, aún no se han realizado evaluaciones del desempeño de estos monitoreos, en términos de sus capacidades de realizar el seguimiento de las especies en cuestión. Algunos análisis sugieren que podrían existir dificultades en términos del manejo de la incertidumbre en probabilidad de detección (e.g., Silva-Rodríguez *et al.* 2018). Este trabajo se enfocará en uno de los monitoreos pioneros en el uso de trampas cámaras con el fin de detectar oportunamente posibles problemas o aspectos que, potencialmente representen alguna problemática a futuro.

2.3 Conservación y monitoreo de fauna en la Reserva Costera Valdiviana

La Reserva Costera Valdiviana (RCV) es un área protegida de 50.250 ha perteneciente a *The Nature Conservancy* (Silva-Rodríguez *et al.* 2015). La RCV fue creada el año 2003 luego de la compra de sus tierras en una subasta pública producto del quiebre de la empresa forestal allí emplazada hasta el año 2003. Esta área protegida posee gran diversidad biológica y cultural, está compuesta por bosques templados siempreverdes los cuales cuentan con una gran cantidad de especies vasculares nativas (Romero-Mieres *et al.* 2014). Diversos esfuerzos de muestreo en mamíferos (Silva-Rodríguez *et al.* 2010, 2015c, 2019), han revelado la presencia de al menos 24 especies de mamíferos nativos en el área (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a), incluyendo a especies consideradas como amenazadas por la legislación nacional tales como el zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*), la güiña (*Leopardus guigna*), el huillín (*Lontra provocax*) y el pudú (*Pudu puda*).

La RCV cuenta con tres instrumentos de gestión vigentes: el Plan de Conservación de Áreas (PCA), Plan de Manejo y Plan de Monitoreo. El Plan de Conservación de Áreas corresponde a una actualización del PCA previo (Delgado 2005) y fue elaborado utilizando los “Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación”, considera la definición de objetos de conservación, amenazas, objetivos, metas y estrategias a realizar entre los años 2015 - 2020. Los objetos de conservación de la RCV incluyen al Bosque de alerce, Bosque siempreverde, Bosque de olivillo costero, Ecosistemas de agua dulce y estuarios, Costa rocosa, Dunas y playas de arena, Zorro de Darwin – güiña – pudú, Anfibios de bosque y un objeto de conservación cultural (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a). Adicionalmente existe un plan de manejo (Silva-Rodríguez *et al.* 2015b), documento operacional asociado al Plan de Conservación y un Plan de Monitoreo, que define los indicadores a monitorear y los métodos a utilizar (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c).

El plan de monitoreo de la RCV (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c), identifica a partir del Plan de Conservación de Áreas los indicadores que deben ser monitoreados a corto, mediano y largo plazo con el fin de evaluar la efectividad del manejo y provee lineamientos metodológicos. Los indicadores se han dividido en dos tipos, indicadores de resultados e indicadores de proceso. Los indicadores de resultados son aquellos indicadores que se utilizan para evaluar el nivel de cumplimiento de los objetivos, metas y resultados intermedios, mientras que los indicadores de proceso son los encargados de llevar el registro de las actividades y esfuerzos a través de bitácoras sistematizadas (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c). Este trabajo de titulación se enfoca solamente en aquellos objetos de conservación y amenazas pertinentes al monitoreo de trampas cámaras (Cuadro 1).

Cuadro 1. Resumen de objetos de conservación y sus respectivos indicadores vinculados al uso de trampas cámaras.

Objetos de conservación	Objetivo	Indicadores
Zorro de Darwin – güiña – pudú	Para el año 2025 el área ocupada por zorro de Darwin, güiña y pudú en la Reserva Costera Valdiviana será igual o superior al área ocupada por estas especies en 2015.	Área ocupada por zorro de Darwin Área ocupada por güiña Área ocupada por pudú
Amenazas		
Perro	Al año 2025 el 90 % de los perros estarán vacunados y la ocupación se reduce a menos del 10 %.	Área ocupada por perros
Ganado	Para el año 2020 el área con presencia de ganado se reduce en un 50 % con respecto a 2015.	Área ocupada por ganado

Fuente: Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana, Silva-Rodríguez *et al.* 2015a.

El monitoreo con trampas cámaras, ejecutado anualmente desde 2015, busca evaluar algunos indicadores vinculados a dos objetos de conservación (Bosque Siempreverde y Zorro de Darwin – güiña – pudú) y a dos amenazas (perro y ganado). En el marco del proceso actual (2020) de actualización del plan de manejo y del plan de monitoreo, se hace necesaria una evaluación de los resultados obtenidos en relación a lo planificado, así como también de los aprendizajes obtenidos durante el proceso de ejecución comprendido entre 2015 y 2020. Este proceso de evaluación y compartir aprendizajes, es fundamental en el marco del ciclo de planificación bajo Estándares de Conservación (Etapas Analizar y Adaptar, y Compartir, CMP 2020). Esto adquiere aún mayor relevancia considerando que esquemas de monitoreo muy similares al de la RCV han sido replicados en diversas áreas protegidas de Chile a contar de 2016, motivo por el cual los aprendizajes de este proceso son importantes no sólo para la RCV, sino que para el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE). En este contexto, el objetivo de este trabajo es realizar una evaluación del plan de monitoreo vigente, para esto me centraré en los datos obtenidos mediante el monitoreo de trampas cámaras durante el período comprendido entre 2015 y 2019.

3 MÉTODOS

3.1 Área de estudio

La Reserva Costera Valdiviana se encuentra ubicada entre las comunas de Corral y La Unión en la provincia de Valdivia, Región de Los Ríos ($39^{\circ} 56' S - 73^{\circ} 40' O$) (Romero-Mieres *et al.* 2014), está emplazada en la Cordillera de la Costa por lo cual posee terrenos con fuertes pendientes y clima oceánico con influencia mediterránea, su precipitación media anual es de 2.500 mm con temperatura de $12^{\circ} C$ en promedio (Figura 1), RCV alberga más de 300 especies de plantas vasculares de las cuales un 80 % corresponden a especies nativas (Romero-Mieres *et al.* 2014, Guevara-Cardona *et al.* 2015) y a 24 especies de mamíferos (Silva-Rodríguez *et al.* 2019).

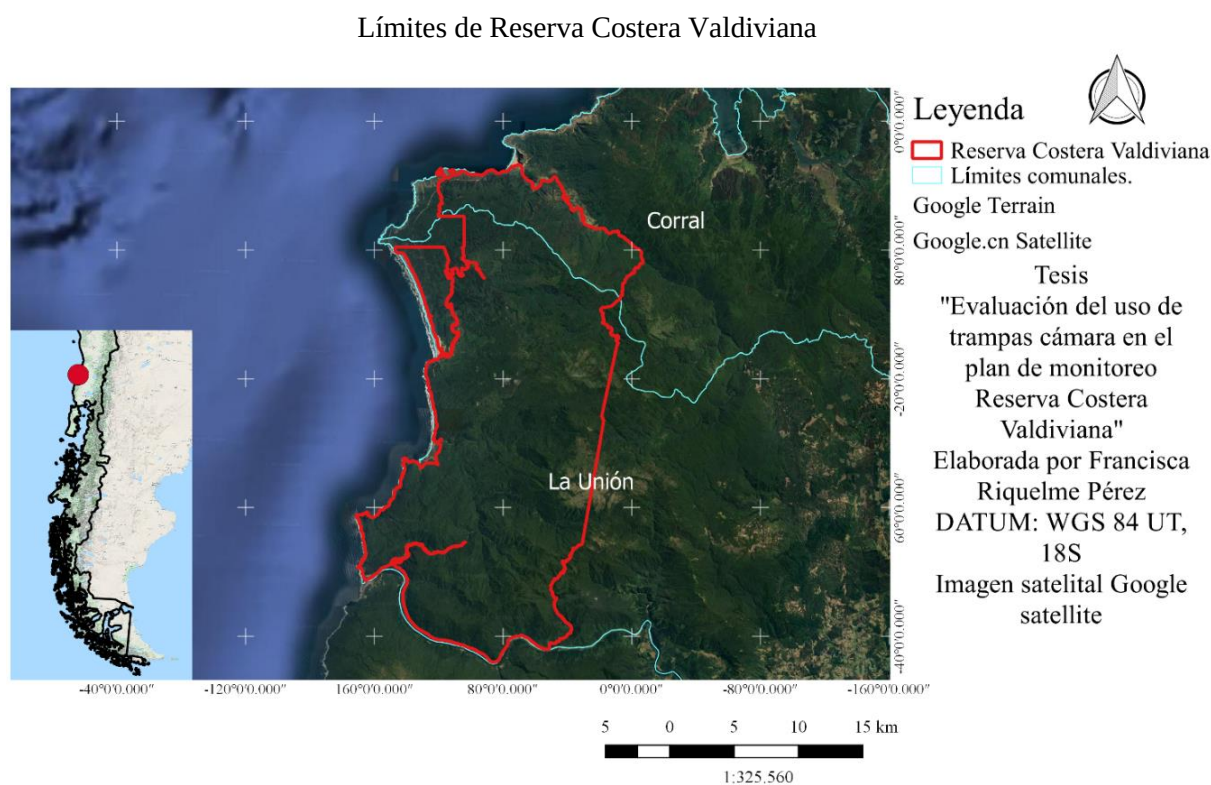


Figura 1. Área de estudio Reserva Costera Valdiviana.

3.2 Monitoreo con trampas cámaras

El monitoreo con trampas cámaras se encuentra vigente desde el año 2015. El diseño del monitoreo se encuentra disponible en el Plan de Monitoreo de la RCV (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c) y documentos generados posteriormente (Silva-Rodríguez *et al.* 2018, 2019, Vásquez-Ibarra 2019) y se resumen a continuación. El muestreo se realiza a través de la instalación de cámaras en 60 puntos, siguiendo recomendaciones internacionales (Rovero *et al.* 2013, Kays *et al.* 2020). Para aumentar la probabilidad de detectar especies como el zorro de Darwin se usa como cebo pollo contenido en un tubo de PVC de 30 cm aproximadamente, con perforaciones y tapas laterales y atractores olfativos, estos últimos varían según disponibilidad (Cuadro 2). Los puntos en los cuales se instalan las trampas cámara fueron seleccionados en 2015 mediante la implementación de grillas que dividen la RCV en celdas de 1 km². Sobre el total de celdas se seleccionaron aquellas que poseían factibilidad de ingresar mediante caminos, senderos o huellas. Del total de celdas accesibles, se seleccionaron aleatoriamente 50 del lado norte y 40 del lado sur de RCV, de este total se escogieron 30 celdas de cada sector para asegurar la correcta representación de las distintas áreas (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c, 2018, 2019, Vásquez-Ibarra 2019), el periodo de monitoreo de las trampas cámaras abarco desde el mes de enero hasta el mes de junio para el periodo 2015 – 2019 (Anexo 1).

Cuadro 2. Resumen número de trampas cámaras y atractores utilizados para años 2015 – 2019.

Año	Número Cámaras	Atractores	Observaciones
2015	53	-Pollo -Orina de lince	
2016	57	-Pollo -Orina de lince	
2017	58	-Pollo -Orina de zorro -Caven's Terminator -Fox Frenzy	
2018	55	-Pollo -Orina de zorro	
2019	51	-Pollo -Orina de zorro -Caven's Terminator	Daño al set de datos por error informático.

Las imágenes del período comprendido entre 2015 y 2018 fueron analizadas como parte de trabajos anteriores (Silva-Rodríguez *et al.* 2018, Vásquez-Ibarra 2019) y las respectivas bases de datos incluidas en el presente trabajo. El año 2019 debido a un error informático, se formatearon las imágenes correspondientes al 45 % de las cámaras. Debido a esto fue necesario realizar un proceso de recuperación de las imágenes obtenidas por las 27 cámaras afectadas. El primer paso fue extraer las imágenes del disco duro usado para recuperar la información del computador. Esta información no contenía la estructura de carpetas, y por lo tanto incluía la totalidad de los archivos que se rescataron desde el equipo. El primer paso consistió en filtrar aquellas imágenes correspondientes al monitoreo del año 2019, del total de las imágenes obtenidas. Con estos fines se extrajeron todos los archivos jpg cuyas fechas correspondían al período 1 de enero al 31 de diciembre de 2019. Posteriormente, se procedió a revisar manualmente todas las fotos, y se extrajeron todas aquellas con presencia de especies de interés como zorros, pudú, puma, güiña, comadreja trompuda, monito del monte, ganado, perros y personas (incluyendo instalación y/o retiro de cámaras). Para asegurar la viabilidad de esta labor, fue necesario excluir las fotografías de aves y roedores. Con las imágenes rescatadas se procedió a agrupar aquellas que correspondieran a una misma cámara (determinada por el fondo de las imágenes) para posteriormente asignarlas al punto de muestreo correspondiente. Con estos fines, se comparó las fechas de la primera y última foto registrada por la cámara en conjunto con las fechas y horas señaladas en las fichas de instalación de cada cámara. Una vez identificadas las cámaras se procedió con los mismos pasos para el procesamiento de las imágenes anteriormente descritos. En casos de dudas, se cotejaron las imágenes con imágenes de años anteriores correspondientes al mismo punto. A través de este procedimiento se rescataron imágenes correspondientes a 21 cámaras (Anexo 2). De este modo, el esfuerzo de muestreo para el año 2019 corresponde a 51 trampas cámaras dando un total de 1.530 trampas día.

Los datos obtenidos a través de las trampas cámaras fueron procesados según el método sugerido en el Plan de Monitoreo de RCV, el cual corresponde al descrito por Sanderson y Harris (2013). Esta metodología consiste, en primer lugar, renombrar las imágenes obtenidas mediante el programa “*SpecialRenamer*” con el fin de obtener la fecha y hora de captura de cada imagen. Luego se procedió a organizar las imágenes según tipo y cantidad de especies en distintas carpetas para cada cámara. Una vez realizado esto, se procede a ordenar los resultados mediante el programa “*DataOrganize*”, el cual las organiza cronológicamente, como último paso se realiza un análisis preliminar mediante el programa “*DataAnalyze*”.

3.3 Análisis de ocupación.

Para estimar el área ocupada por las especies del objeto de conservación Zorro de Darwin, güiña y pudú, y las amenazas perros y ganado se utilizaron modelos de ocupación de una especie y una estación (Mackenzie *et al.* 2002). Si bien los indicadores considerados en la RCV consideran la posibilidad de no ajustar por detección, la evidencia de variación anual en probabilidad de detección para este set de datos (Silva-Rodríguez *et al.* 2018), así como el problema de pérdida de imágenes registrado en 2019, hizo necesario incluir la incertidumbre en la probabilidad de detección en los indicadores, de modo de asegurar la consistencia de los mismos.

En su diseño original, el monitoreo consideraba el uso de los primeros 30 días de registro (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c). Esta aproximación es consistente con los hallazgos de estudios recientes que muestran que la probabilidad de detección se estabiliza luego de 3 a 5 semanas (Kays *et al.* 2020). Sin embargo, considerando los análisis preliminares mostraron que en algunos casos no era factible ajustar los modelos considerando sólo 30 días, se procedió a construir un nuevo historial de detección para los años 2015 – 2019 utilizando los primeros 60 días de registro. Las ocasiones de muestreo fueron construidas agrupando períodos de cinco días en donde se registra si la especie fue detectada (1) o no (0) (Silva-Rodríguez *et al.* 2018). En muchas ocasiones se retiraron antes de cumplir los 60 días. En estos casos, para fines de construcción de historia de detección no se consideró como no detección, sino que como información faltante (-). Una vez generada la matriz se procedió a ingresar los datos al programa *PRESENCE 2.13.6*, para su análisis se utilizaron periodos de 30, 40, 50 y 60 días para cada especie y año. Las estimaciones de ocupación y probabilidad de detección se estimaron utilizando modelos de una especie y una estación (Mackenzie *et al.* 2002). Si bien estos análisis permiten modelar el efecto de covariables sobre detección y ocupación, en este trabajo sólo se presentan los modelos con ocupación y detección constante. Cuando las probabilidades de detección fueron muy bajas ($< 0,1$) los resultados no fueron reportados (-).

Adicionalmente, para el caso de las amenazas, se procedió a calcular el alcance de las amenazas perro y ganado sobre las especies del objetivo de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú. Los estándares abiertos para la práctica de la conservación definen el alcance de la amenaza como proporción de la población/área afectada (CMP 2020). En este caso, se operacionalizó estimando el total de sitios donde se detectó pudú, zorro de Darwin y güiña, y sobre cada uno de esos totales se determinó la proporción de sitios donde se registró perro y ganado respectivamente. Este análisis consideró los cinco años de monitoreo.

4 RESULTADOS

4.1 Ocupación de especies correspondiente a objeto de conservación Zorro de Darwin - güiña-pudú.

La proporción de cámaras con presencia de mamíferos amenazados varía entre especies. La güiña y el zorro de Darwin fueron las especies detectadas con mayor y menor frecuencia respectivamente para todos los cinco años del monitoreo. Para el año 2019, a pesar de la pérdida de información ocurrida, la ocupación no corregida se mantuvo en el rango de valores registrados en años previos tanto para la güiña como para el zorro de Darwin, mientras que en el caso del pudú las tasas de detección fueron inferiores (Cuadro 3). Considerando los cinco años, tanto el pudú como la güiña fueron registrados al menos una vez en la mayor parte (43 % y 53 % respectivamente) de los puntos muestreados. Por otro lado, el zorro de Darwin fue detectado en 8 % de los puntos y la mayor parte de los puntos con registros se concentraron al sur del río Hueicolla (Figura 2).

Cuadro 3. Número de cámaras y porcentaje de ocupación no corregido (Naïve) para las especies güiña, pudú y zorro de Darwin entre los años 2015 - 2019 para 30 y 60 días.

Año	Número de cámaras	Ψ (Naïve)					
		30 días			60 días		
		Güiña	Pudú	Zorro de Darwin	Güiña	Pudú	Zorro de Darwin
2015	53	0,491	0,337	0,094	0,550	0,450	0,113
2016	57	0,386	0,368	0,053	0,509	0,456	0,053
2017	58	0,414	0,414	0,086	0,586	0,500	0,103
2018	55	0,473	0,400	0,055	0,509	0,436	0,072
2019	51	0,440	0,280	0,080	0,490	0,294	0,080

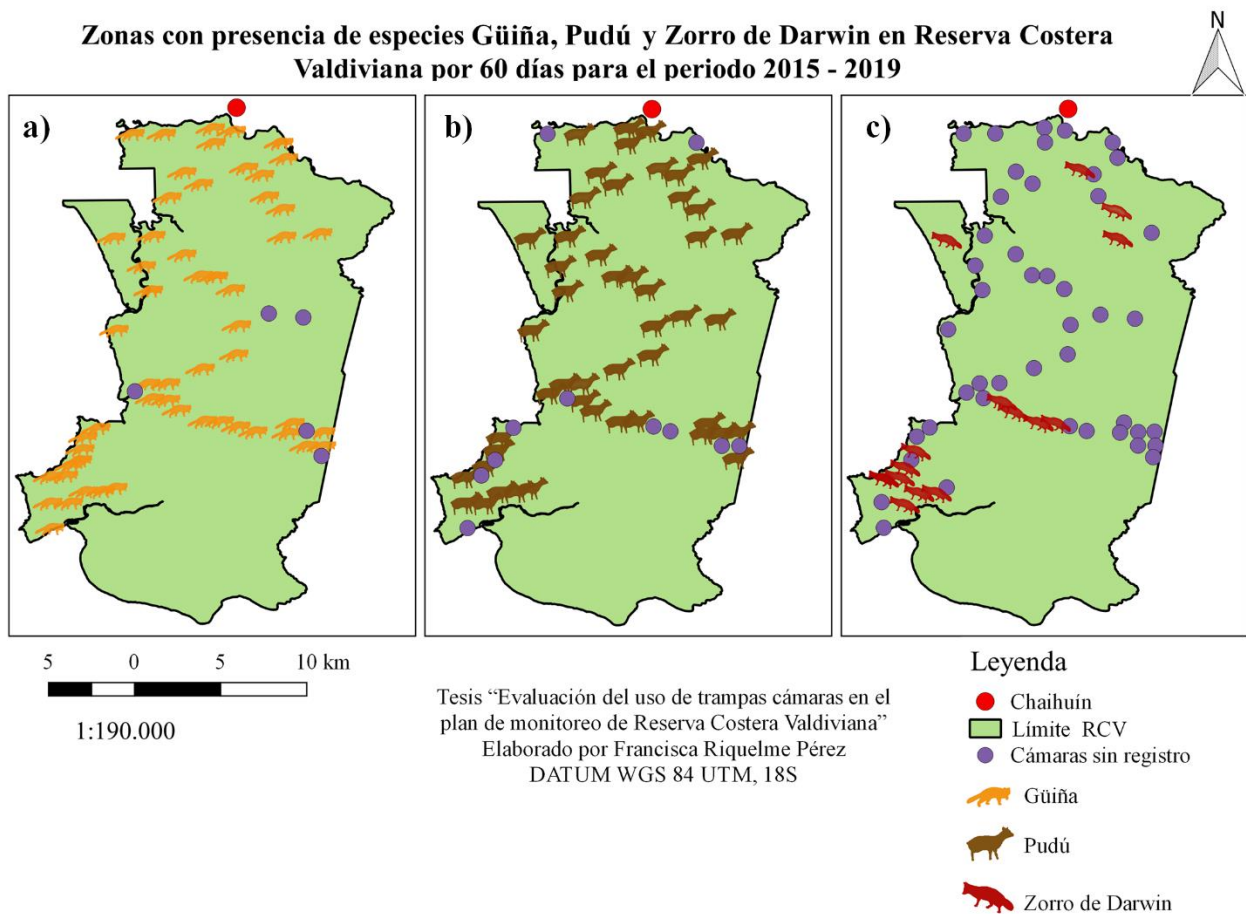


Figura 2. Distribución espacial de los registros de güiña (a), pudú (b) y zorro de Darwin (c), para 60 días para los años 2015 – 2019 en conjunto con las cámaras sin registros.

Los análisis de ocupación sugieren que no existen cambios significativos en el área ocupada para ninguna de las especies en el período estudiado. Sin embargo, en todos los casos los amplios intervalos de confianza sugieren un grado alto de incertidumbre en la estimación, que no se resuelve al incrementar las ocasiones de muestreo. Esta situación es particularmente notoria para el pudú el año 2019, cuando se aprecia una disminución importante en la probabilidad de detección, y para el zorro de Darwin los años 2016, 2018 y 2019, donde de hecho no es posible estimar ocupación (Cuadro 4).

Cuadro 4. Porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para güiña (a), pudú (b) y zorro de Darwin (c) dentro 30, 40, 50 y 60 días para los años 2015 – 2019.

a)		Güiña				
Año	Días	$\Psi(\text{Naïve})$	Ψ	IC (Ψ)	P	IC (p)
2015	30	0,49	0,75	0,38 - 0,94	0,17	0,10 - 0,25
	40	0,53	0,74	0,45 - 0,90	0,15	0,10 - 0,22
	50	0,55	0,71	0,48 - 0,87	0,16	0,12 - 0,22
	60	0,55	0,70	0,48 - 0,86	0,16	0,11 - 0,21
2016	30	0,39	0,68	0,29 - 0,92	0,13	0,07 - 0,23
	40	0,47	0,68	0,41 - 0,87	0,15	0,10 - 0,22
	50	0,49	0,67	0,43 - 0,84	0,15	0,10 - 0,22
	60	0,51	0,65	0,45 - 0,80	0,17	0,12 - 0,23
2017	30	0,41	0,64	0,35 - 0,85	0,16	0,10 - 0,26
	40	0,50	0,83	0,32 - 0,98	0,11	0,07 - 0,18
	50	0,57	0,86	0,40 - 0,98	0,12	0,08 - 0,17
	60	0,59	*	*	*	*
2018	30	0,47	0,78	0,32 - 0,96	0,14	0,08 - 0,23
	40	0,49	0,71	0,42 - 0,90	0,15	0,10 - 0,22
	50	0,51	0,71	0,44 - 0,88	0,15	0,10 - 0,21
	60	0,51	0,71	0,45 - 0,88	0,14	0,10 - 0,21
2019	30	0,41	0,57	0,33 - 0,78	0,19	0,12 - 0,30
	40	0,44	0,58	0,36 - 0,76	0,18	0,12 - 0,27
	50	0,48	0,66	0,41 - 0,84	0,16	0,11 - 0,23
	60	0,50	0,69	0,43 - 0,86	0,15	0,11 - 0,22
b)		Pudú				
Año	Días	$\Psi(\text{Naïve})$	Ψ	IC (Ψ)	P	IC (p)
2015	30	0,40	0,55	0,33 - 0,76	0,20	0,12 - 0,30
	40	0,45	0,54	0,37 - 0,70	0,23	0,17 - 0,30
	50	0,45	0,53	0,37 - 0,68	0,21	0,16 - 0,28
	60	0,45	0,52	0,37 - 0,67	0,21	0,16 - 0,28
2016	30	0,37	0,51	0,31 - 0,71	0,20	0,12 - 0,30
	40	0,44	0,61	0,38 - 0,79	0,16	0,11 - 0,24
	50	0,44	0,56	0,37 - 0,72	0,19	0,13 - 0,25
	60	0,46	0,60	0,40 - 0,77	0,17	0,12 - 0,23
2017	30	0,41	0,59	0,36 - 0,79	0,19	0,12 - 0,28
	40	0,46	0,70	0,40 - 0,87	0,14	0,09 - 0,21
	50	0,52	0,70	0,46 - 0,86	0,15	0,10 - 0,20
	60	0,52	0,67	0,46 - 0,82	0,15	0,11 - 0,20
2018	30	0,38	0,73	0,24 - 0,96	0,12	0,06 - 0,22
	40	0,44	0,59	0,37 - 0,77	0,17	0,11 - 0,25
	50	0,45	0,62	0,40 - 0,79	0,16	0,11 - 0,23
	60	0,45	0,62	0,40 - 0,80	0,16	0,11 - 0,23
2019	30	0,24	-	-	-	-
	40	0,26	-	-	-	-
	50	0,30	0,52	0,24 - 0,79	0,11	0,05 - 0,20
	60	0,30	0,53	0,24 - 0,80	0,10	0,05 - 0,19

c)		Zorro de Darwin				
Año	Días	ψ (Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	P	IC (p)
2015	30	0,09	0,10	0,04 - 0,22	0,43	0,26 - 0,63
	40	0,09	0,10	0,04 - 0,21	0,37	0,22 - 0,54
	50	0,09	0,10	0,41 - 0,21	0,33	0,20 - 0,49
	60	0,11	0,12	0,05 - 0,24	0,28	0,18 - 0,41
2016	30	0,05	-	-	-	-
	40	0,05	-	-	-	-
	50	0,05	-	-	-	-
	60	0,05	-	-	-	-
2017	30	0,09	0,12	0,04 - 0,30	0,19	0,07 - 0,43
	40	0,10	0,13	0,05 - 0,26	0,21	0,10 - 0,37
	50	0,10	0,13	0,05 - 0,26	0,18	0,09 - 0,33
	60	0,10	0,12	0,05 - 0,26	0,18	0,09 - 0,32
2018	30	0,05	-	-	-	-
	40	0,07	-	-	-	-
	50	0,07	-	-	-	-
	60	0,07	-	-	-	-
2019	30	0,08	-	-	-	-
	40	0,08	-	-	-	-
	50	0,08	-	-	-	-
	60	0,08	-	-	-	-

Donde Ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, Ψ porcentaje de ocupación corregido, IC (Ψ) intervalo de confianza al 95 % de porcentaje de ocupación, P probabilidad de detección y IC(p) intervalo de confianza de probabilidad de detección. (*) Modelo no convergió. (-) Probabilidades de detección < 0,1.

4.2 Ocupación de especies correspondientes a Amenazas perro y ganado.

Los valores para los años 2015 – 2018 son los reportados por Vásquez-Ibarra (2019) tanto para la proporción de cámaras como para el porcentaje de ocupación y probabilidad de detección de perros y ganado para RCV. La proporción de cámaras con presencia de perros o ganado es relativamente baja, en su mayoría menores al 13 % (Cuadro 5), durante el año 2019 se detectó una disminución importante, que podría estar influida por el problema informático.

Cuadro 5. Resumen de porcentaje de ocupación no corregida Ψ (Naïve) para perros y ganado 2015 – 2019 dentro de 30 y 60 días.

Año	Número de cámaras	Ψ (Naïve)			
		30 días		60 días	
		Perro	Ganado	Perro	Ganado
2015	53	0,07	0,07	0,13	0,13
2016	57	0,10	0,07	0,12	0,07
2017	58	0,14	0,05	0,15	0,07
2018	55	0,13	0,09	0,13	0,09
2019	51	0,04	0,02	0,04	0,04

Los análisis de ocupación sugieren que el área ocupada por perros y vacas es relativamente baja. Sin embargo, debido a la baja proporción de cámaras con registros y bajo número de registros, la probabilidad de detección es muy baja para varios años (Cuadro 6), lo que limita en forma importante la posibilidad de estimar ocupación.

Cuadro 6. Resumen de porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para perros (a) y ganado (b) 2015 – 2019.

a)			Perro			
Año	Días	Ψ (Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	P	IC (p)
2015	30	0,07	-	-	-	-
	40	0,11	-	-	-	-
	50	0,13	-	-	-	-
	60	0,13	-	-	-	-
2016	30	0,10	0,20	0,06 - 0,52	0,12	0,03 - 0,34
	40	0,12	0,21	0,07 - 0,47	0,10	0,04 - 0,26
	50	0,12	-	-	-	-
	60	0,12	-	-	-	-
2017	30	0,14	0,16	0,08 - 0,31	0,26	0,14 - 0,43
	40	0,15	0,20	0,10 - 0,36	0,17	0,09 - 0,31
	50	0,15	0,20	0,10 - 0,37	0,14	0,07 - 0,25
	60	0,15	0,19	0,10 - 0,35	0,13	0,07 - 0,22
2018	30	0,13	0,18	0,07 - 0,37	0,18	0,07 - 0,38
	40	0,13	0,18	0,07 - 0,39	0,13	0,05 - 0,29
	50	0,13	0,17	0,07 - 0,35	0,13	0,06 - 0,26
	60	0,13	0,17	0,07 - 0,35	0,10	0,05 - 0,21
2019	30	0,04	-	-	-	-
	40	0,04	-	-	-	-
	50	0,04	-	-	-	-
	60	0,04	-	-	-	-

b)		Ganado				
Año	Días	Ψ (Naïve)	Ψ	IC (Ψ)	P	IC (p)
2015	30	0,07	0,11	0,03 - 0,33	0,16	0,05 - 0,44
	40	0,13	0,22	0,08 - 0,50	0,10	0,04 - 0,26
	50	0,13	0,18	0,08 - 0,36	0,13	0,06 - 0,26
	60	0,13	0,17	0,07 - 0,33	0,12	0,06 - 0,23
2016	30	0,07	0,10	0,03 - 0,31	0,16	0,05 - 0,44
	40	0,07	0,11	0,03 - 0,32	0,12	0,03 - 0,35
	50	0,07	-	-	-	-
	60	0,07	-	-	-	-
2017	30	0,05	0,06	0,02 - 0,17	0,29	0,11 - 0,57
	40	0,07	0,09	0,03 - 0,24	0,17	0,06 - 0,38
	50	0,07	0,08	0,03 - 0,21	0,17	0,07 - 0,35
	60	0,07	0,07	0,03 - 0,18	0,19	0,10 - 0,34
2018	30	0,09	0,15	0,04 - 0,42	0,14	0,04 - 0,39
	40	0,09	-	-	-	-
	50	0,09	-	-	-	-
	60	0,09	-	-	-	-
2019	30	0,02	0,02	0,00 - 0,16	0,29	0,05 - 0,76
	40	0,02	0,02	0,00 - 0,17	0,21	0,03 - 0,66
	50	0,04	-	-	-	-
	60	0,04	-	-	-	-

Donde Ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, Ψ porcentaje de ocupación corregido, IC (Ψ) intervalo de confianza al 95 % de porcentaje de ocupación, P probabilidad de detección y IC (p) intervalo de confianza de probabilidad de detección.

4.3 Co-ocupación de amenazas perro y ganado con objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú.

Si bien la proporción de cámaras que registró perro o ganado fue relativamente bajas, aun es importante considerar la posible sobreposición en el uso del espacio entre estos animales domésticos y las especies de interés de este trabajo. Tanto para el zorro de Darwin, como para la güiña y el pudú se observó mayor sobreposición con perros que con ganado (Cuadro 7). Por ejemplo, del total de las 16 cámaras que capturaron la presencia de zorro de Darwin, un 44 % también registró la presencia de perros. En el caso del ganado, la mayor sobreposición observada corresponde a la güiña con un 20 %.

Cuadro 7. Resumen de co-ocupación de perro y ganado con Zorro de Darwin, güiña y pudú.

Especie	Número de cámaras con registros	Proporción (%) de cámaras	
		Perro	Ganado
Zorro de Darwin	16	44	6
Güiña	54	28	20
Pudú	51	24	16

5 DISCUSIÓN

5.1 Estado del objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú

Según la lista roja de la IUCN las especies correspondientes al objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú se encuentran en algún grado de amenaza o proximidad a esta. El zorro de Darwin corresponde al de mayor preocupación siendo clasificado como en peligro (Silva-Rodríguez *et al.* 2016), seguido por güiña la cual se encuentran en estado vulnerable (Napolitano *et al.* 2015) mientras que pudú se encuentra en estado casi amenazado (Silva-Rodríguez *et al.* 2016). A nivel nacional, las clasificaciones de acuerdo al Reglamento de Calificación de Especies establecen las mismas categorías de amenazas, excepto en el caso del pudú, listado como vulnerable (MMA 2020). En este contexto, la amplia distribución de la güiña y el pudú, así como de la presencia de zorro de Darwin en distintos sectores de la RCV sin dudas reflejan la importancia de esta área protegida para la conservación de estas y otras especies amenazadas (ver también Silva-Rodríguez *et al.* 2019).

El Plan de Conservación de Áreas (Silva-Rodríguez *et al.* 2015a) de la RCV establece los objetivos y metas de su gestión. Para el objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú, se estableció como objetivo que para el año 2025 el área ocupada por las especies que lo componen debía ser igual o superior al área ocupada en 2015. Los estimadores sin corrección por detección se han mantenido sorprendentemente constantes en el tiempo, incluso considerando que ha existido variación importante en probabilidad de detección. El porcentaje de cámaras con presencia de zorro de Darwin se ha mantenido dentro de un rango de 5 a 11 % dentro del periodo 2015 – 2019, presentó valores promedio de ocupación (Ψ) de 15 % (promedio de 60 días). Estas tasas de ocupación son bajas en comparación a las presentadas por Moreira-Arce (2015) en Nahuelbuta alcanzando un 32 % de ocupación. Estos valores contrastantes podrían explicarse debido a la cercanía de los caminos al lugar de la instalación de la cámara en la RCV,

en tanto que en Nahuelbuta se instalaron equipos a mayor distancia y se detectó que el zorro de Darwin se asocia negativamente tanto a las densidades de caminos como a la presencia de perros (Moreira-Arce *et al.* 2015).

En el caso de la güiña el porcentaje de cámaras con presencia se mantuvo en un rango de 49 a 58 % mientras los valores promedio de ocupación corresponden a 69 % (60 días), estos valores son inferiores a los encontrados por Fleschutz *et al.* (2016) con una ocupación del 74 % en la región de la Araucanía, a su vez, son mayores que los reportados por Gálvez *et al.* (2013) con un 48 % de ocupación en la cuenca del lago Villarrica. Trabajos previos han documentado que la güiña se asocia al bosque nativo (Moreira-Arce *et al.* 2015), pero que a la vez puede persistir en contextos de fragmentación y degradación de hábitat (Fleschutz *et al.* 2016, Gálvez *et al.* 2017). Por lo tanto, su amplia distribución dentro de RCV podría explicarse debido a la alta disponibilidad y continuidad de hábitat, lo que favorecería la disponibilidad de recursos como refugio y alimento (Gálvez *et al.* 2013).

Para pudú, la proporción de cámaras con registros se mantienen en torno al 43 y 50 % a excepción del año 2019 que disminuyó a un 29 % de ocupación. Por otro lado, la ocupación promedio para el período de estudio fue de 59 % (en base a 60 días). Zúñiga y Jiménez (2018) en un estudio realizado en Nahuelbuta, reportan la detección de pudú en 80 % ($n = 24$) de las cámaras, concentrando su actividad durante la noche. Sin embargo, estos datos no son directamente comparables ya que las cámaras operaron por aproximadamente 10 meses. En el caso del pudú en el año 2019, se aprecia una reducción en la proporción de cámaras con registros. Sin embargo, al ajustar por detección, se aprecia evidencia de una reducción en la probabilidad de detección, pero no en la ocupación. Esto podría ser explicado por la falla informática que afectó al monitoreo el año en cuestión.

5.2 Estado de las amenazas perro y ganado.

En cuanto a las amenazas, el Plan de Conservación de Áreas (PCA) establece que perros y ganado deberían disminuir el área ocupada en un 10 % y 50 % respectivamente para el año 2020, durante el periodo 2015 – 2019 los porcentajes de ocupación de ambas amenazas son relativamente bajas. Por ejemplo, perros presentó un promedio de ocupación de 22 % (60 días) lo que difiere ampliamente al 66 % de ocupación presente en la cordillera de Nahuelbuta (Moreira-Arce *et al.* 2015), respecto a la amenaza ganado, esta presentó un promedio de 13 % (60 días) de ocupación, valor notablemente menor a lo reportado por Sánchez *et al.* (2014) el cual establece un porcentaje de ocupación de 64 % ($n = 14$) en el Parque Nacional Nahuelbuta (sin ajustar por detección). Estos valores no han visto importantes

disminuciones desde el año 2015, por lo que es poco probable que la meta sea alcanzada para el año 2020. Otro factor a tomar en consideración con respecto a la presencia de perros es que estos no son parte permanente de la población de RCV, ya que al ser perros con casas que deambulan libres, entran y salen de la reserva lo que viola de forma directa el supuesto de población cerrada produciendo un sesgo importante en las estimaciones (Rota *et al.* 2009) (ver también discusión al respecto en Vásquez-Ibarra 2019).

A su vez, perros y ganado comparten el espacio con las especies del objeto de conservación Zorro de Darwin – güiña – pudú, la interacción más importante corresponde a la presencia de la amenaza perros, que se concentra mayormente en la zona sur (ver también Vásquez-Ibarra. 2019) y la posible interacción con zorro de Darwin ya que representa una preocupación especialmente considerando la exposición al contagio de enfermedades como distemper canino (Silva-Rodríguez *et al.* 2016), parásitos internos (Jiménez *et al.* 2012) como externos (González-Acuña *et al.* 2007), bacterias (Di Cataldo *et al.* 2020) entre otros. Si bien parte importante de la gestión de la RCV se realiza en la zona norte, los resultados del monitoreo sugieren fuertemente que el problema de los perros es prioritario en la zona sur, particularmente en el sector entre Hueicolla y Lamehuapi (Vásquez-Ibarra 2019). Lo anterior plantea la necesidad de reformular la estrategia de manejo de perros incluida en el Plan de Conservación.

5.3 Debilidades del monitoreo y recomendaciones para reducir incertidumbre

Durante el periodo 2015 – 2019 el monitoreo se ha logrado realizar sin mayores contratiempos, de forma constante y con resultados en general positivos, sin embargo, el análisis de los datos evidencia algunas debilidades (Cuadro 8). El primer problema detectado corresponde a los amplios intervalos de confianza de los estimadores. Estos están influidos tanto por la baja probabilidad de detección en algunos años, como por el tamaño muestral. En este sentido, sería óptimo aumentar el tamaño muestral (Gálvez *et al.* 2016, Mackenzie *et al.* 2017). Incrementar los días de muestreo no necesariamente llevará a una mejor estimación, lo que se reporta tanto en la literatura (Kays *et al.* 2020) como en el análisis aquí realizado. Adicionalmente, el incremento en la duración de los muestreos puede afectar el cumplimiento del supuesto de población cerrada (ver Mackenzie *et al.* 2017). Una alternativa aconsejable es analizar en conjunto los datos de RCV con los de PNAC, de modo de aumentar a 90 puntos aproximadamente (Silva-Rodríguez *et al.* 2018, Vásquez-Ibarra, 2019) y reducir parcialmente la incertidumbre.

Otra limitante y potencial debilidad del monitoreo, es que este se desarrolla en proximidad a los caminos. Esto implica que los valores obtenidos corresponden a la ocupación de sectores adyacentes a

caminos y no necesariamente al estado de ocupación de la Reserva. En el caso del zorro de Darwin, especie cuya ocupación disminuye a medida que aumenta la densidad de caminos (Moreira-Arce *et al.* 2015), este diseño probablemente lleve a la subestimación de la ocupación. Por otro lado, en el caso de los perros, que seleccionan caminos (Sepúlveda *et al.* 2015), la ocupación probablemente esté sobreestimada (Vásquez Ibarra 2019). Por otro lado, el monitoreo asociado a caminos tiene la ventaja que permite detectar tempranamente amenazas, que suelen asociarse a los caminos (e.g., Sepúlveda *et al.* 2015). Las características propias del terreno de la RCV hacen que la opción de alejarse de los caminos no sea viable para el diseño de monitoreo actual. Considerando lo anterior, se podría evaluar un nuevo diseño de muestreo, complementario al actual, dirigido específicamente al zorro de Darwin. Este muestreo podría enfocarse en la zona sur de la RCV ya que presenta mayor ocupación de la especie y donde se podría acceder a nuevos sitios a través de los ríos Bueno, Carimahuida y Hueicolla.

Para lograr mejores resultados, y adicional al aumento del esfuerzo de muestreo analizando en conjunto los datos obtenidos por RCV con los obtenidos por PNAC, se considera necesario re-evaluar el uso de los atractores olfativos. Algunos estudios muestran que un mismo atractor puede causar distintos efectos en especies diferentes (Tourani *et al.* 2020), afectando tanto en el tiempo como en la cantidad de individuos que se detectan (Garrote *et al.* 2012). De este modo, medidas dirigidas a mejorar la probabilidad de detección de especies como zorro de Darwin (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c), podrían estar influyendo negativamente en la probabilidad de detección de especies como el pudú, cérvido que presenta adecuadas tasas de detección sin la utilización de cebos (Zuñiga y Jiménez 2018). Lo anterior genera la necesidad de realizar una evaluación con respecto a su uso.

Finalmente es necesario tomar precauciones adicionales para resguardar los datos obtenidos a través de las trampas cámara. Errores como el ocurrido en el año 2019, generan pérdida de datos importantes, e incluso cuando es posible realizar esfuerzos para recuperarlos, no hay certeza de que fracción de los datos fue efectivamente rescatado. De este modo, se sugiere realizar respaldos inmediatos (máximo un día después de finalizado terreno) de imágenes y planillas y efectuar controles de calidad periódicos que permitan resguardar el trabajo de monitoreo realizado en la Reserva Costera Valdiviana.

Cuadro 8. Resumen de fortalezas y debilidades presentes en Monitoreo de RCV.

Fortalezas	Debilidades
-Capacidades propias del equipo de RCV en cuanto a ejecución del monitoreo.	-Amplios intervalos de confianza.
-Oportunidades de trabajo en conjunto con profesionales externos.	-Probabilidad de detección variable y en ocasiones baja.
-Mantenimiento de monitoreo constante en el tiempo.	-Sesgos producidos por caminos.
	-Pérdida de datos por errores externos.

6 CONCLUSIÓN

El uso de trampas cámaras es un método adecuado para el monitoreo de la fauna presente en las áreas protegidas. En el caso de Reserva Costera Valdiviana el monitoreo cumple su rol, pero debe ajustarse o complementarse para monitorear adecuadamente especies de alto interés de conservación como el zorro de Darwin. Por otro lado, se mantiene el desafío de ajustar el uso de atractores olfativos para lograr reducir la incertidumbre en detección y se recomienda analizar en forma conjunta los datos de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero, considerando que se trata de un único territorio de conservación y donde el monitoreo conjunto permitirá obtener estimadores más precisos.

Debido al problema informático ocurrido en el año 2019, una gran parte de los datos se perdieron e incluso aquellas cámaras que pudieron ser identificadas, no hay certeza de que todo su contenido haya sido rescatado, los datos que se lograron procesar arrojaron resultados desalentadores, los rangos de intervalos de confianza resultantes son muy amplios, algunos incluso abarcando de 0 a 1 como es el caso de zorro de Darwin, lo que provoca que los datos 2019 no sean modelables.

Para lograr mejores resultados es necesario aumentar la probabilidad de detección de aquellas especies con mayores problemas, para esto se puede aumentar el esfuerzo de muestreo siendo la opción más plausible el análisis en conjunto de los datos obtenidos por RCV junto con los obtenidos por Parque Nacional Alerce Costero para aumentar la probabilidad de detección.

7 REFERENCIAS

- Alexander KA, JW McNutt, MB Briggs, PE Standers, P Funston, G Hemson, D Keet, M Van Vuuren. 2010. Multi-host pathogens and carnivore management in southern Africa. *Comparative immunology, microbiology and infectious diseases*, 33(3), 249-265.
- Amado N, J Jara, J Vega. 2014. Presencia de cánidos silvestres en áreas silvestres protegidas costeras de la Región de Antofagasta. In CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 1: 34
- Balme GA, Slotow ROB, LT Hunter. 2010. Edge effects and the impact of non-protected areas in carnivore conservation: leopards in the Phinda-Mkhuze Complex, South Africa. *Animal conservation*, 13(3), 315-323.
- Bruner AG, RE Gullison, RE Rice, GA Da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *science*, 291(5501), 125-128.
- Burton AC, E Neilson, D Moreira, A Ladle, R Steenweg, JT Fisher, E Bayne, S Boutin. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675-685.
- Butchart SH, M Walpole, B Collen, A van Strien, JP Scharlemann, RE Almond, J Baillie, B Bomhard, C Brown, J Bruno, K Carpenter, G Carr, J Chanson, A Chenery, J Csirke, N Davidson, F Dentener, M Foster, A Galli, J Galloway, P Genovesi, R Gregory, M Hockings, V Kapos, J Lamarque, F Leverington, J Loh, M McGeoch, L McRae, A Minasyan, M Hernández, T Oldfield, D Pauly, S Quader, C Revenga, J Sauer, B Skolnik, D Spear, D Stanwell-Smith, S Stuart, A Symes, M Tierney, T Tyrrell, J Vié, R Watson. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- Butchart SH, JP Scharlemann, MI Evans, S Quader, S Arico, J Arinaitwe, M Balman, LA Bennun, B Bertzky, C Besançon, TM Brooks, IJ Burfield, N Burgess, R Clay, M Crosby, N Davidson, N De Silva, C Devenish, CL Dutson, F Díaz Fernández, LC Fishpool, C Fitzgerald, M Foster, MF Heath, M Hockings, M Hoffmann, D Knox, FW Larsen, J Lamoreux, C Loucks, I May, J Millett, D Molloy, P Morling, M Parr, T Ricketts, N Seddon, B Skolnik, SN Stuart, A Upgren, S Woodley, TM Boucher. 2012. Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PloS one*, 7(3), e32529.

- Caravaggi A, PB Banks, AC Burton, CM Finlay, PM Haswell, MW Hayward, M Rowcliffe, MD Wood. 2017. A review of camera trapping for conservation behaviour research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 109-122.
- Cepeda-Mercado AA, I Troncoso, A Villegas, L Paredes, S Araya, R Ortuya, M Meléndez, C Louit. 2014. Presencia de perros (*Canis familiaris*) en el Parque Nacional Llanos de Challe: necesidad de acciones para el control de las amenazas en las áreas protegidas de la Región de Atacama. In CONAF eds. *Biodiversidad, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2*: 24-29.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2017. Manual para la planificación del manejo de las áreas protegidas del SNASPE. Santiago de Chile, Chile. 230 pp
- CMP (Conservation Measures Partnership). 2020. Open Standards for the Practice of Conservation. Version 4.0.
- de la Maza M, C Bonacic (Eds.). 2013. Manual para el monitoreo de fauna silvestre en Chile. Serie Fauna Australis, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile, 202pp.
- De Vos A, G Cumming, D Cumming, J Ament, J Baum, H Clements, G Maciejewski, C Moore. 2016. Pathogens, disease, and the social-ecological resilience of protected areas. *Ecology and Society*, 21(1). Retrieved March 29, 2020, from www.jstor.org/stable/26270357
- Delgado C. 2005. Plan de conservación: Reserva Costera Valdiviana. Santiago: The Nature Conservancy.
- Di Cataldo S, E Hidalgo-Hermoso, I Sacristán, A Cevitanes, C Napolitano, CV Hernández, F Esperón, D Moreira-Arce, J Cabello, A Müller, J Millán. 2020. Hemoplasmas Are Endemic and Cause Asymptomatic Infection in the Endangered Darwin's Fox (*Lycalopex fulvipes*). *Applied and Environmental Microbiology*, 86(12).
- Dirzo R, HS Young, M Galetti, G Ceballos, NJ Isaac, B Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
- Ervin J. 2003. Protected area assessments in perspective. *BioScience*, 53(9), 819-822.
- Farías AA, MA Sepúlveda, EA Silva-Rodríguez, A Eguren, D González, NI Jordán, E Ovando P Stowhas, LG Svensson. 2014. A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural* 87(1), 3.
- Fleschutz M, N Gálvez, G Pe'er, ZG Davies, K Henle, E Schüttler. 2016. Response of a small felid of conservation concern to habitat fragmentation. *Biodiversity and conservation*, 25(8), 1447-1463.

- Gálvez N, G Guíllera. (2017). Muestreo de mamíferos con cámaras trampa: esfuerzo necesario para estimaciones de ocupación de mamíferos costo-eficiente.
- Gálvez N, G Guíllera-Arroita, BJ Morgan, ZG Davies. 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biological Conservation*, 204, 350-359.
- Gálvez N, G Guíllera-Arroita, FA St. John, E Schüttler, DW Macdonald, ZG Davies. 2018. A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. *Journal of applied ecology*, 55(3), 1393-1405.
- Gálvez N, F Hernández, J Laker, H Gilabert, R Petitpas, C Bonacic, A Gimona, A Hester, DW Macdonald. 2013. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guiña *Leopardus guigna*. *Oryx*, 47(2), 251-258.
- Garrote G, JM Gil-Sánchez, EB McCain, S de Lillo, JL Tellería, MÁ Simón. 2012. The effect of attractant lures in camera trapping: a case study of population estimates for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European Journal of Wildlife Research*, 58(5), 881-884.
- González-Acuña D, C Briceño, A Cicchino, S Funk, J Jiménez. 2007. First records of *Trichodectes canis* (Insecta: Phthiraptera: Trichodectidae) from darwin's fox, *pseudalopex fulvipes* (Mammalia: Carnivora: Canidae). *European Journal of Wildlife Research*, 53(1), 76-79.
- Guevara- Cardona G, C Jara, M Mercado, S Elliot. 2015. Comparación del macrozoobentos presentes en arroyos con diferentes tipos de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, sur de Chile. Instituto de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia-Chile. Grupo de Investigación en Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Altos de Santa Elena, Ibagué-Colombia. BENTHOS, Laboratorio de Entomología Acuática, Valdivia-Chile.
- Hebblewhite M, DT Haydon. 2010. Distinguishing technology from biology: a critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1550), 2303-2312.
- Hristov NI, M Betke, TH Kunz. 2008. Applications of thermal infrared imaging for research in aeroecology. *Integrative and Comparative Biology*, 48(1), 50-59.
- Jiménez J, C Briceño, H Alcaíno, P Vásquez, S Funk, D González-Acuña. 2012. Coprologic survey of endoparasites from Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in Chiloé, Chile. *Archivos de Medicina Veterinaria*, 44(1), 93-97.
- Joppa LN, SR Loarie, SL Pimm. 2008. On the protection of “protected areas”. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18), 6673-6678.

- Kays R, BS Arbogast, M Baker-Whatton, C Beirne, HM Boone, M Bowler, S Burneo, M Cove, S Espinosa, ALS Gonçalves. 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: how many, how long, and when?. *Methods in Ecology and Evolution*.
- Kucera TE, RH Barrett. 2011. A history of camera trapping. In *Camera traps in animal ecology* (pp. 9-26). Springer, Tokyo.
- Leverington F, KL Costa, H Pavese, A Lisle, M Hockings. 2010. A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. *Environmental Management* 46, 685–698. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9564-5>
- MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, JA Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255.
- MacKenzie DI, JD Nichols, JA Royle, K Pollock, L Bailey, J Hines. 2017. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2020. Listado de especies amenazadas. Consultado 19 Dic. 2020. Disponible en http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/WebCiudadana_busquedaGrilla.aspx?especies=amenazadas
- Moilanen A. 2002. Implications of empirical data quality to metapopulation model parameter estimation and application. *Oikos*, 96(3), 516-530.
- Monroy-Vilchis O, M Zarco-González, C Rodríguez-Soto, L Soria-Díaz, V Urios. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373-383.
- Moreira-Arce D, PM Vergara, S Boutin. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *PLoS one*, 10(9), e0137854.
- Napolitano C, N Gálvez, M Bennett, G Acosta-Jamett, J Sanderson. 2015. *Leopardus guigna*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T15311A50657245. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T15311A50657245.en>. Downloaded on 07 December 2020.
- Pressey RL, P Visconti, PJ Ferraro. 2015. Making parks make a difference: poor alignment of policy, planning and management with protected-area impact, and ways forward. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1681), 20140280.
- Rich LN, CL Davis, ZJ Farris, DA Miller, JM Tucker, S Hamel, F Mohammad, R Steenweg, M Di Bitetti, K Thapa, M Kane, S Sunarto, N Robinson, A Paviolo, P Cruz, Q Martins, N Gholikhani, A

- Taktehriani, J Whittington, F Widodo, N Yoccoz, C Wultsch, B Harmsen, B Kelly. 2017. Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 918-929.
- Rodríguez AS, HR Akcakaya, SJ Andelman, MI Bakarr, L Boitani, TM Brooks, J Chanson, L Fishpool, G Da Fonseca, K Gaston, M Hoffmann, P Marquet, J Pilgrim, R Pressey, J Schipper, W Sechrest, S Stuart, L Underhill, R Waller, M Watts, X Yan. 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, 54(12), 1092-1100.
- Romero-Mieres M, ME González, A Lara. 2014. Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. *Bosque* (Valdivia), 35(3), 257-267. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000300001>
- Rota C, JR Fletcher, RM Dorazio, MG Betts. 2009. Occupancy estimation and the closure assumption. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1173-1181.
- Rovero F, F Zimmermann, D Berzi, P Meek. 2013. " Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24(2).
- Rowcliffe JM, C Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future.
- Saavedra B, P Povea, P Martínez. 2014. Hallazgo fotográfico de chinchilla chilena (*Chinchilla laniger*) en el sector de Corral de Piedra, comuna de La Higuera, Región de Coquimbo. In CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 1: 26-28.
- Salafsky N, D Salzer, AJ Stattersfield, CRAIG Hilton-Taylor, R Neugarten, SH Butchart, B Collen, NL Cox, L Master, S O'connor, D Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, 22(4), 897-911.
- Sánchez P, B Guíñez, J Cárcamo, C Rojas. 2014. Conservación del zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*) implementando medidas de mitigación a sus principales amenazas en el Parque Nacional 24 Nahuelbuta, Región de la Araucanía. In CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2: 83-88.
- Sanderson J, G Harris. 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History*, 1(1), 11-19.
- Sepúlveda M, K Pelican, P Cross, A Eguren, R Singer. 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology*, 80(4), 290-297.

- Silva-Rodríguez EA, K Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation*, 150(1), 103-110.
- Silva-Rodríguez E.A, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda A Almonacid. 2015a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.
- Silva-Rodríguez EA, MA Sepúlveda, C Duarte, P Stowhas, C García-Vera, E Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 140 p.
- Silva-Rodríguez EA, M Sepúlveda, C Duarte, E- Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, H Norambuena, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015c. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile.
- Silva-Rodríguez E, A Farias, D Moreira-Arce, J Cabello, E Hidalgo-Hermoso, M Lucherini, J Jiménez. 2016. *Lycalopex fulvipes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e. T41586A85370871.
- Silva-Rodríguez E, H Pastore, J Jiménez. 2016. *Pudu puda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18848A22164089. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T18848A22164089.en>. Downloaded on 07 December 2020.
- Silva-Rodríguez E.A, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, OA Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. 2019. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. Pp. 361–382, en: Smith-Ramírez, C., F. Squeo (eds.) *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*. Editorial Universidad de Los Lagos, Chile.
- Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology*, 92(1), 45-53.
- Silva-Rodríguez EA, C Verdugo, OA Aleuy, JG Sanderson, GR Ortega-Solís, F Osorio-Zúñiga, D González-Acuña. 2010. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx*, 44(01), 97. doi:10.1017/s0030605309990445
- Silveira L, A Jacomo, J Alexandre, F Diniz-Filho. 2003. "Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation." *Biological conservation* 114.3. 351-355.

- Silvy N. J. (Ed.). 2020. *The Wildlife Techniques Manual*. Séptima edición, JHU Press, Estados Unidos
- Silvy NJ, RR Lopez, MJ Peterson. 2012. Techniques for marking wildlife. *Chapter*, 9, 230-257.
- Tourani M, EN Brøste, S Bakken, J Odden, R Bischof. 2020. Sooner, closer, or longer: detectability of mesocarnivores at camera traps. *Journal of Zoology*.
- Valenzuela J, R Villalobos, N Lagos. 2014. Primeros registros de gato andino (*Leopardus jacobita*) en el Parque Nacional Volcán Isluga y Parque Nacional Salar del Huasco. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 1: 44-45.
- Vásquez-Ibarra V. 2019. Variación espacio-temporal en la presencia de animales domésticos en dos áreas protegidas costeras de la Región de los Ríos. Tesis Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 29 p.
- Waldron A, AO Mooers, DC Miller, N Nibbelink, D Redding, TS Kuhn, T Roberts, JL Gittleman. 2013. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(29), 12144-12148.
- Watson JE, N Dudley, DB Segan, M Hockings. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67-73.
- Woodroffe R, JR Ginsberg. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280(5372), 2126-2128.
- Young HS, DJ McCauley, M Galetti, R Dirzo. 2016. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47, 333-358.
- Zúñiga AH, JE Jiménez. 2018. *Activity patterns and habitat use of pudu deer (Pudu puda) in a mountain forest of south-central Chile*. *Journal of Natural History*, 52(31-32), 2047–2054. doi:10.1080/00222933.2018.1510995
- Zúñiga E, L Araya. 2014. Abundancia relativa y patrones de actividad de *Chaetophractus nationi* (Thomas, 1894), en la Reserva de la Biósfera Lauca. *In* CONAF eds. Biodiversidata, Conservación, gestión y manejo de áreas silvestres protegidas 2: 35-38.

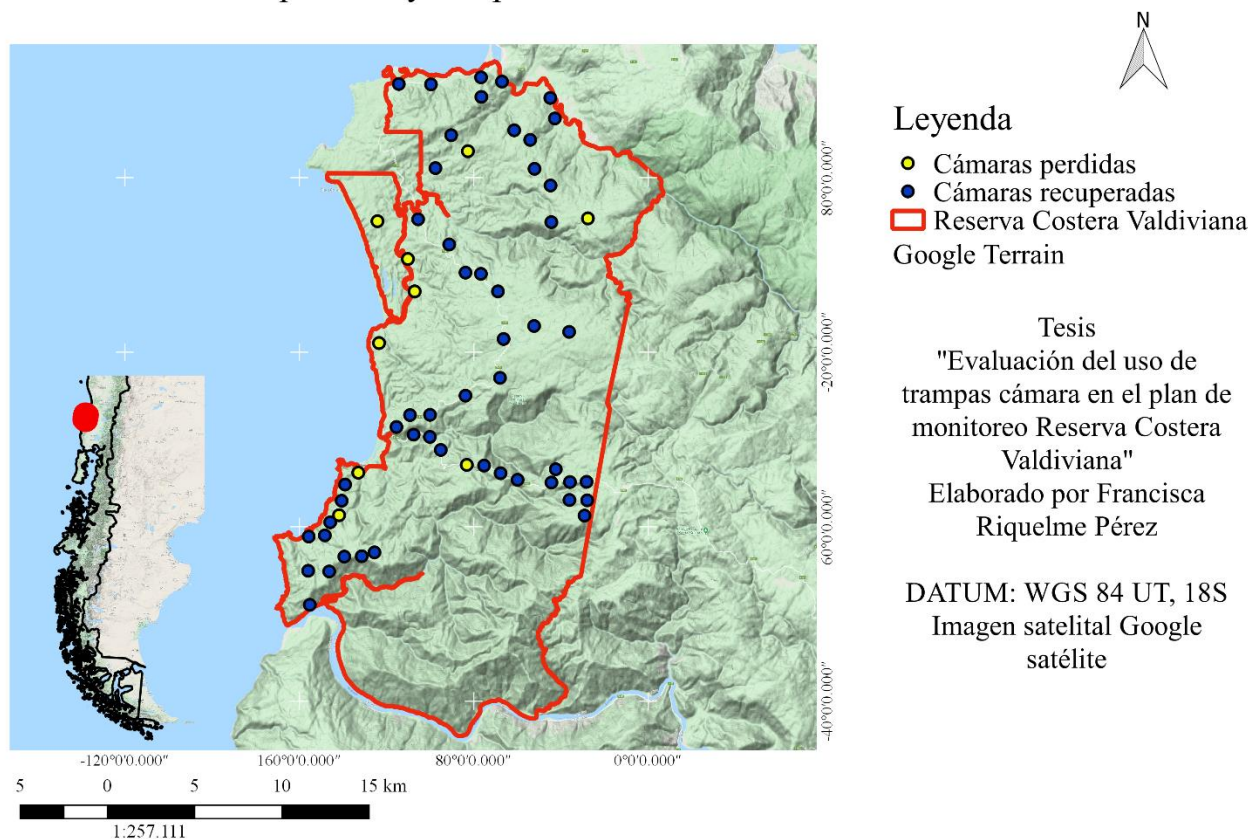
8 ANEXOS

Anexo 1. Fechas de instalación de trampas cámara.

Año	Fechas de instalación	
	Primera cámara	Última cámara
2015	24-02	10-05
2016	02-03	03-04
2017	24-01	07-06
2018	20-01	14-03
2019	09-01	24-03

Anexo 2. Mapa representativo de trampas cámaras perdidas v/s recuperadas tras error informático año 2019.

Cámaras perdidas y recuperadas Reserva Costera Valdiviana 2019



Anexo 3. Registro capturado por trampa cámara instalada en RCV año 2019, posible persecución de perro a pudú, cámara H23.



Presencia de la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) en la Cordillera de la Costa Valdiviana, Chile

Presence of the Chilean Shrew Opossum (*Rhyncholestes raphanurus*)
in the Valdivian Coastal Range, Chile

Viviana A Vásquez-Ibarra ^{a,b,*}, Esteban I Cortés ^{a,b,c}, Laura Stillfried ^a,
Erwin Ovando ^d, Danilo González ^d, Patricio Contreras ^e, Eduardo A Silva-Rodríguez ^{a,b,*}

^a Universidad Austral de Chile, Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio,
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Laboratorio de Fauna Silvestre, Valdivia, Chile.

* Autores de correspondencia: ^b Universidad Austral de Chile, Programa Austral Patagonia.
viviana.vasquez@uach.cl, eduardo.silva@uach.cl (<https://orcid.org/0000-0001-9416-8653>)

^c Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales,
Programa de Magíster en Ciencias mención Bosques y Medio Ambiente, Escuela de Graduados, Valdivia, Chile.

^d The Nature Conservancy, Reserva Costera Valdiviana, Corral, Chile.

^e Corporación Nacional Forestal, Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, Provincia de Valdivia,
Valdivia, Chile.

SUMMARY

In this work, we report new records of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*), one of the least known mammals of the South American temperate rainforests. Using camera traps, we detected Chilean shrew opossums on 31 different occasions distributed over 17 sites, located in two protected areas of the Los Ríos region, southern Chile. The records, obtained in evergreen and alerce forests, as well as in eucalyptus plantations, show markedly nocturnal activity. These findings represent a significant increase in the number of locations where the presence of this species has been confirmed.

Keywords: *Rhyncholestes raphanurus*, south-american temperate forests, camera traps, Paucituberculata.

RESUMEN

En este trabajo, presentamos nuevos registros de la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*), uno de los mamíferos más desconocidos de los bosques templados sudamericanos. Por medio de trampas cámaras, detectamos comadrejas trompudas en 31 ocasiones distribuidas en 17 sitios, ubicados en dos áreas protegidas de la Región de Los Ríos, sur de Chile. Los registros, obtenidos en bosque siempreverde, alerce y plantaciones de eucaliptos, muestran una actividad marcadamente nocturna. Estos hallazgos representan un incremento significativo en el número de localidades con presencia confirmada de esta especie.

Palabras clave: *Rhyncholestes raphanurus*, bosques templados sudamericanos, cámaras trampa, Paucituberculata.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de nuevos métodos y tecnologías para el muestreo de fauna silvestre ha permitido aumentar de forma significativa el conocimiento de especies consideradas crípticas. Por ejemplo, en el caso del marsupial monito del monte (*Dromiciops gliroides* Thomas), el uso de nuevas técnicas de captura permitió evidenciar que la aparente rareza de la especie correspondía en realidad a métodos de trampeo poco eficaces (Fontúrbel y Jiménez 2009). Otro caso similar es el del zorro chilote (*Lycalopex fulvipes* Martin), especie cuya presencia en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos y Los Lagos (continental), Chile, fue confirmada hace solo una década a través del uso de

cámaras trampa (Farías *et al.* 2014, Silva-Rodríguez *et al.* 2018). Sin embargo, y a pesar de los notables avances en el conocimiento de la ecología e historia natural de la fauna silvestre registrados en las últimas décadas, importantes vacíos de conocimiento persisten, lo que se acentúa en el caso de animales de menor tamaño corporal (dos Santos *et al.* 2020).

Uno de los mamíferos menos conocidos de los bosques templados sudamericanos es la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus* Osgood 1924), un marsupial que es el único representante del género *Rhyncholestes* (orden Paucituberculata, familia Caenolestidae), y especie endémica de los bosques templados lluviosos de Sudamérica (Martin 2011). La comadreja trompuda alcanza

en promedio una longitud total de 19 cm (González *et al.* 2020), y se caracteriza por ser de hábitos nocturnos y dieta omnívora (Meserve *et al.* 1982, 1988). Su distribución conocida es extremadamente restringida. Martin (2011) reportó que existían registros para esta especie en solo 21 localidades, distribuidas casi exclusivamente en la Región de Los Lagos, sur de Chile, con una única excepción ubicada en Puerto Blest, Argentina (figura 1). La mayor parte de dichas localidades se concentran en la zona andina y, en menor medida, en la isla de Chiloé, en tanto que en la Cordillera de la Costa continental se reporta solo un sitio (Kelt y Martínez 1989, Martin 2011). A este, se le suma la captura de un ejemplar, no incluido por Martin (2011), en la Cordillera Pelada, Región de Los Ríos, Chile (Muñoz-Pedrerros *et al.* 2005). En este contexto, el objetivo de este trabajo es presentar un conjunto de nuevos registros de la comadreja trompuda, obtenido a través de trampas cámaras en la Región de Los Ríos.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se desarrolló en la Región de Los Ríos de Chile, en el área delimitada por la ruta 5 por el este, océano Pacífico por el oeste, y los límites regionales por el norte y sur, respectivamente. El área de estudio se encuentra dominada por bosque nativo, plantaciones forestales y, en menor medida, áreas agrícolas (Zamorano-Elgueta *et al.* 2015). Dentro de esta área, el esfuerzo de muestreo se concentró especialmente en dos áreas protegidas, la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero, ambas ubicadas en las comunas de Corral y La Unión, respectivamente (figura 1).

Protocolos de muestreo con cámaras trampas. Los registros fueron obtenidos entre 2016 y 2022 y provienen de diversos proyectos. Los primeros dos corresponden a monitoreos anuales que se realizan durante los meses de verano en la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero. Estos monitoreos consideran 60 puntos de muestreo en la Reserva Costera Valdiviana y 35 en el Parque Nacional Alerce Costero (ver detalles en Silva-Rodríguez *et al.* 2018, Vásquez-Ibarra 2019, Riquelme 2020, Stillfried 2023, el número de sitios varía anualmente según el funcionamiento de los equipos). Se incluyen registros obtenidos entre 2015 y 2022 para la Reserva Costera Valdiviana y entre 2016 y 2018 para el Parque Nacional Alerce Costero. Adicionalmente, se informan hallazgos obtenidos como parte de un estudio orientado a entender el uso del espacio de otros mamíferos nativos (carnívoros y ungulados). Los datos se obtuvieron con cámaras que operaron entre 2019 y 2021 en 253 sitios distribuidos en 57 paisajes emplazados mayoritariamente en la Cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos (ver detalles en Cortés 2022). Por último, se incluyen detecciones anecdóticas obtenidas como resultados colaterales de otras instalaciones de trampas cámaras en la Reserva Costera Valdiviana.

En todos los proyectos se usó como cebo trozos de pollo ubicados al interior de un tubo de PVC, si bien en el caso de la Reserva Costera Valdiviana los años 2021 y 2022, consideraron un período mínimo de 30 días sin cebo y 30 días con cebo (Stillfried 2023). Adicionalmente, en los monitoreos anuales de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero se usaron atractores comerciales destinados a carnívoros (ver Riquelme 2020), exceptuando las temporadas 2020 a 2022 donde solo se usó trozos de pollo.

El diseño de muestreo consideró una instalación de las cámaras por un período mínimo de 30 días, pero frecuentemente permanecieron operativas por más tiempo. Dada la importancia de los registros de comadreja trompuda, la baja frecuencia de detección y la alta probabilidad de falsos negativos (micromamíferos que no fueron identificados a nivel de especie), en este estudio documentamos los registros obtenidos independientemente de si estos fueron obtenidos con posterioridad al término del período de muestreo considerado en el diseño original.

Procesamiento de información y análisis de datos. Considerando que los muestreos no fueron diseñados para la comadreja trompuda, y que es probable que existan en estos conjuntos de datos registros adicionales de la especie (potenciales no detecciones), no se entregan indicadores tradicionales tales como la proporción de cámaras con presencia confirmada de la especie o las fotos por unidad de esfuerzo, ya que podrían llevar a interpretaciones erróneas en términos de ocupación y/o abundancia. Para cada registro obtenido, se muestra su ubicación espacial (en UTM WGS84), altitud, fecha, hora, vegetación dominante en el sitio donde estos individuos fueron detectados, área protegida, temperatura ambiental (de acuerdo con la información provista por la cámara trampa), y la detección de carnívoros durante el período en que la cámara estuvo instalada.

Para proveer una primera aproximación a los patrones de actividad diaria de la comadreja trompuda, se ajustaron patrones de actividad usando funciones de densidad de kernel (Ridout y Linkie 2009). Considerando que la especie fue detectada en diversas estaciones del año que difieren en longitud del día, los datos fueron previamente convertidos a hora solar (Nouvellet *et al.* 2013) ajustando por zona horaria vigente al momento de instalar el equipo (UTC-3 para horario de verano y UTC-4 para horario de invierno). Los patrones de actividad se ajustaron con el paquete overlap (Meredith y Ridout 2021) en R 4.1.1 (R Core Team 2021).

RESULTADOS

Entre 2016 y 2022 detectamos comadrejas trompudas en un total de 17 sitios (cuadro 1, figura 1), ubicados en la comuna de La Unión, incluyendo un registro en el límite con la comuna de Corral. La totalidad de los sitios con pre-

sencia confirmada de comadrejita trompuda se encuentran en áreas protegidas (15 en la Reserva Costera Valdiviana y 2 en el Parque Nacional Alerce Costero). A pesar de seguir los mismos protocolos, no se detectaron comadrejitas trompudas en 102 cámaras ubicadas en las comunas de Valdivia, Paillaco y Mariquina. Entre los sitios muestreados donde no se detectó la especie, cabe mencionar áreas protegidas como el Parque Oncol y el Santuario de la Naturaleza Llancahue.

Considerando los 17 sitios, se obtuvo un total de 31 detecciones confirmadas. Los registros fueron siempre de un individuo (figura 2) y en sitios que fluctúan entre los 20 y 954 m s.n.m. Se detectaron comadrejitas trompudas durante las cuatro estaciones del año y a temperaturas ambiente que fluctuaron entre -1°C y 15°C . La comadrejita trompuda fue registrada en bosque siempreverde, bosques de alerce (*Fitzroya cupressoides* (Mol.) Johnst.) y, ocasionalmente, en plantaciones de eucaliptos (principalmente *Eucalyptus globulus* Labill) (cuadro 1). Todos los registros se obtuvieron en el suelo del bosque a escasos

metros de caminos de tierra con tránsito vehicular muy bajo o casi nulo. Se detectó co-ocurrencia con potenciales depredadores, incluyendo a la güiña (*Leopardus guigna* Mol.), quique (*Galictis cuja* Mol.), y visón (*Neogale vison* Schreber), además de otros carnívoros como puma (*Puma concolor* L.) y chingue (*Conepatus chinga* Mol.). Los patrones de actividad diaria de la comadrejita trompuda fueron marcadamente nocturnos, sin que se obtuvieran fotografías diurnas de la especie (figura 3).

DISCUSIÓN

Los hallazgos presentados en este trabajo se ubican en su totalidad en un área donde modelos de nicho sugerían que la presencia de comadrejita trompuda era altamente probable (Martin 2011). En contraste, y a pesar de que se realizaron esfuerzos de muestreo elevados (102 cámaras), no se obtuvieron imágenes al norte del río Valdivia (figura 1), zona que también se encuentra dentro de su distribución potencial (Martin 2011). Sin perjuicio de lo anterior, es

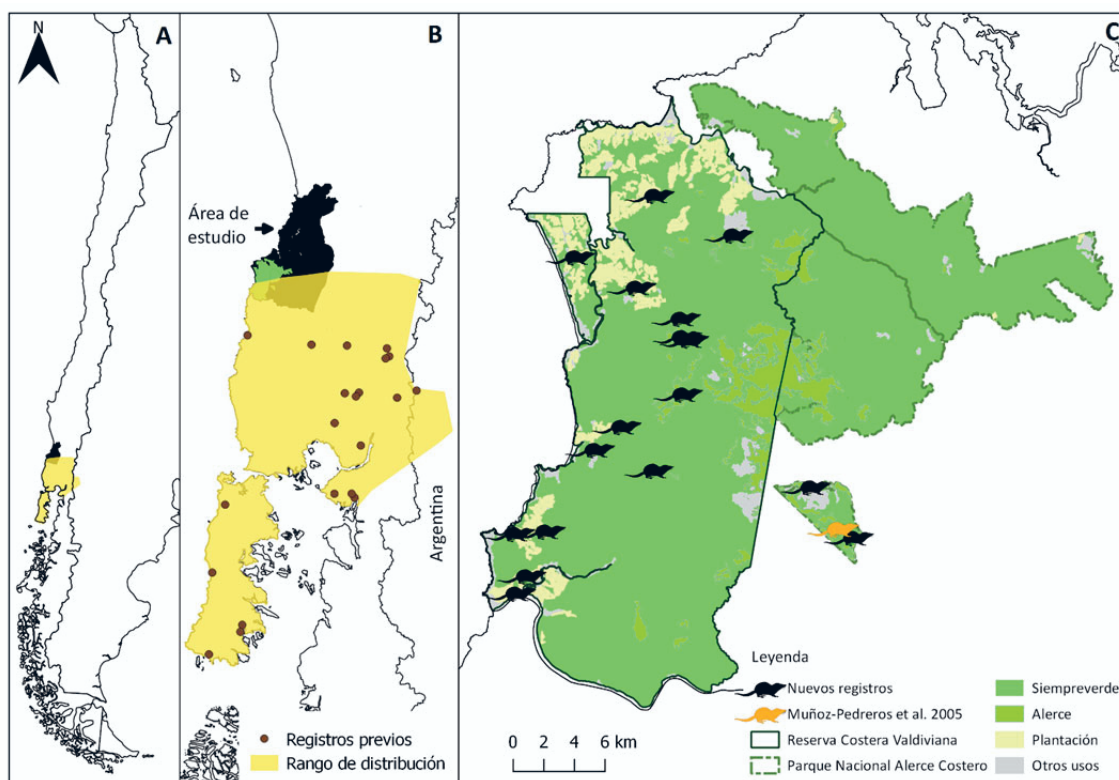


Figura 1. (A) Recuadro que presenta la ubicación general del área de estudio y de la distribución geográfica de comadrejita trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) en Chile. (B) Distribución geográfica (fuente: Martin 2017), registros históricos de comadrejita trompuda (fuente: Martin 2011) y ubicación del área de estudio. (C) Nuevos hallazgos de comadrejita trompuda en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos. Se presentan los límites de las áreas protegidas, el registro previo de Muñoz-Pedreros *et al.* (2005) y los principales usos de suelo (fuente: CONAF y UACH 2014).

(A) Inset showing the general location of the study site and the geographic distribution of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*) in Chile. (B) Geographic distribution (source: Martin 2017), historical records of the Chilean shrew opossum (source: Martin 2011) and location of the study area. (C) New records of the Chilean shrew opossum in the Coastal Range of the Los Ríos region. The limits of the protected areas, the previous record of Muñoz-Pedreros *et al.* (2005), and the main land uses are presented (source: CONAF and UACH 2014).

Cuadro 1. Registros de comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) obtenidos en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos, Chile, entre 2016 y 2022 (en UTM WGS84, Zona 18S). Los horarios de los registros han sido estandarizados en la zona horaria UTC-3 (Horario de Verano de Chile). ASP = Área Silvestre Protegida; RCV = Reserva Costera Valdiviana; PNAC = Parque Nacional Alerce Costero.

Chilean shrew (*Rhyncholestes raphanurus*) records obtained in the Coastal Range of the Los Ríos region, Chile, between 2016 and 2022. The times recorded have been standardized in the UTC-3 time zone (Chilean Summer Time). ASP = Protected Area; RCV = Valdivian Coastal Reserve; PNAC = Alerce Costero National Park.

Coordenadas UTM	Altitud (m s.n.m.)	Fecha	Hora	ASP	Temperatura (°C)	Hábitat	Depredadores detectados
619674, 5571507	300	03-05-2022	20:16	RCV	11	Eucaliptos	Puma
624822, 5568910	526	27-09-2019	21:59	RCV	9	Alerce	Güiña
614490, 5567482	96	06-05-2016	03:05	RCV	8	Siempreverde	Guiña, quique
618472, 5565500	201	06-08-2019	01:56*	RCV	3	Siempreverde	Güiña, chingue, quique
621392, 5563469	527	26-05-2020	22:26*	RCV	5	Alerce	-
621392, 5563469	527	20-07-2020	20:09*	RCV	2	Alerce	-
621392, 5563469	527	14-08-2020	04:55*	RCV	-1	Alerce	-
621467, 5562271	576	19-12-2019	01:04	RCV	8	Siempreverde	Güiña
621467, 5562271	576	31-12-2019	02:52	RCV	12	Siempreverde	Güiña
621924, 5562051	590	17-01-2020	02:57	RCV	3	Alerce	-
621514, 5558525	581	15-06-2020	05:07*	RCV	1	Alerce	Puma
617503, 5556401	332	02-04-2022	06:26	RCV	11	Eucaliptos	Güiña
615774, 5554898	20	21-11-2019	01:07	RCV	5	Siempreverde	Güiña
615774, 5554898	20	23-11-2019	00:27	RCV	10	Siempreverde	Güiña
615774, 5554898	20	15-12-2019	00:55	RCV	6	Siempreverde	Güiña
619611, 5553540	445	30-05-2020	05:01*	RCV	3	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	31-05-2020	02:52*	RCV	5	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	03-06-2020	05:04*	RCV	6	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	04-06-2020	04:29*	RCV	3	Siempreverde	Visón
619611, 5553540	445	28-01-2022	22:34	RCV	13	Siempreverde	Visón, güiña
629879, 5552451	954	23-10-2019	23:44	PNAC	7	Alerce	Güiña
612554, 5549570	299	23-11-2019	01:06	RCV	12	Siempreverde	-
610545, 5549413	72	02-02-2019	00:47	RCV	15	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	11-02-2019	02:42	RCV	10	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	13-02-2019	01:35	RCV	15	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	24-01-2020	01:54	RCV	13	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
610545, 5549413	72	27-01-2020	02:48	RCV	13	Siempreverde/ eucaliptos**	Güiña
632676, 5549136	889	08-04-2016	22:38	PNAC	0	Siempreverde	-
632676, 5549136	889	09-04-2016	01:57	PNAC	0	Siempreverde	-
611294, 5546644	299	14-11-2019	21:51	RCV	10	Siempreverde	Chingue, quique, güiña
610616, 5545512	109	17-01-2021	02:34	RCV	11	Eucaliptos	-

* Las horas fueron convertidas desde horario de invierno (UTC-4) a horario de verano (UTC-3).

** Franja nativa angosta rodeada por plantación de eucaliptos.

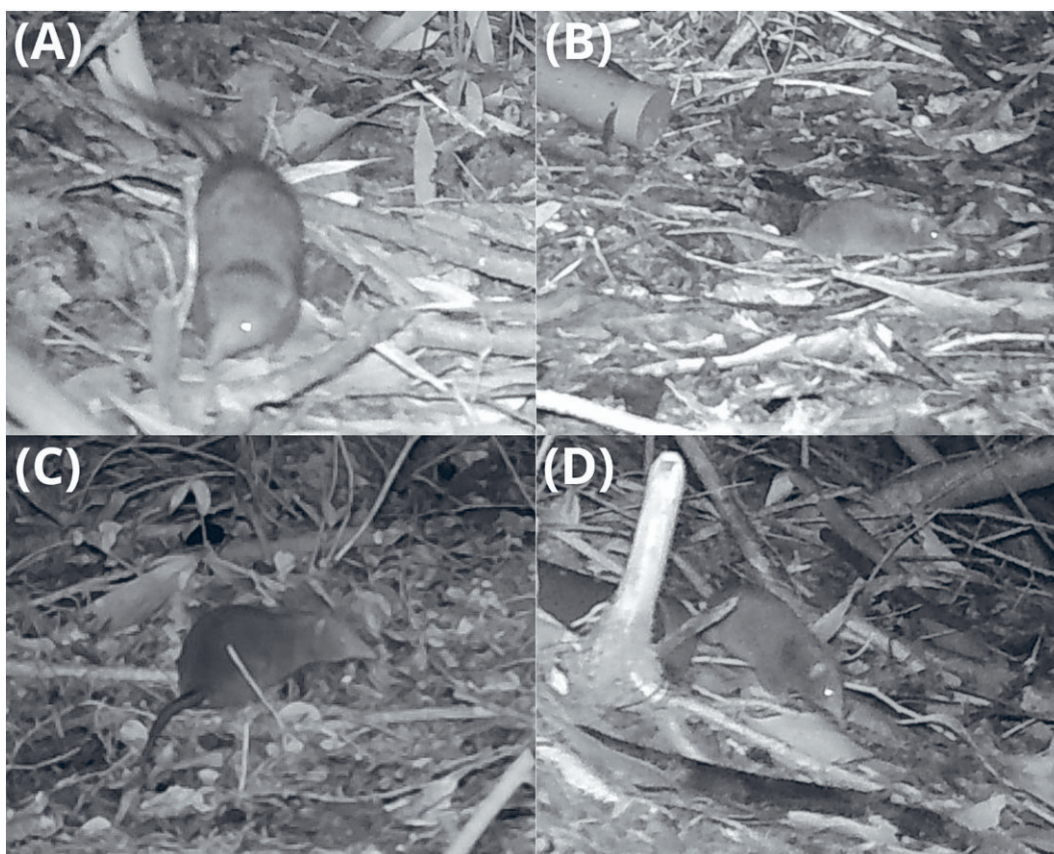


Figura 2. Fotografías de comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*) obtenidos por medio de cámaras trampa en la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos, Chile. El brillo y contraste de algunas imágenes ha sido modificado para facilitar su visualización.

Photographs of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*) obtained using camera traps in the Coastal Range of the Los Ríos region, Chile. The brightness and contrast of some images have been modified to facilitate visualization.

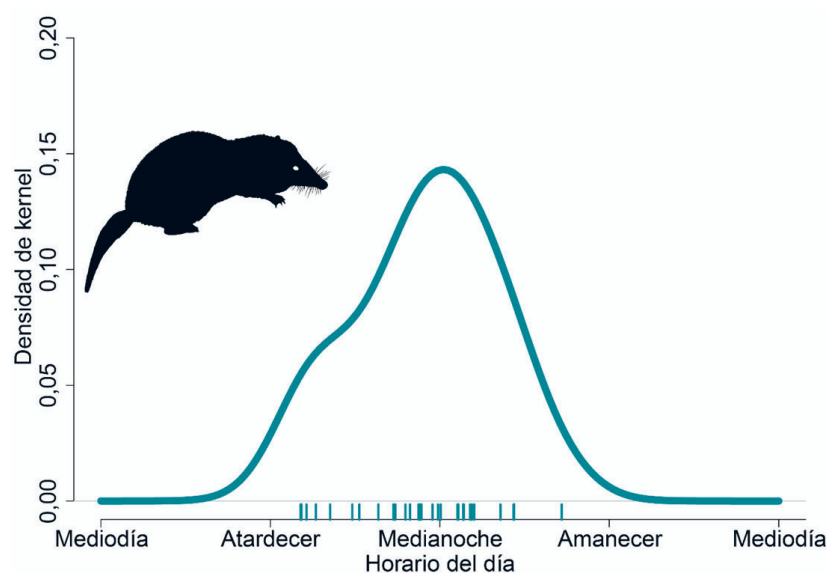


Figura 3. Patrones de actividad de la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*), ajustados en función de la hora de salida y puesta del sol (n= 31).

Activity patterns of the Chilean shrew opossum (*Rhyncholestes raphanurus*), adjusted for sunrise and sunset times (n= 31).

premature descartar que la comadreja trompuda ocupe dichos sectores (no detección no implica ausencia, MacKenzie *et al.* 2002). Por ejemplo, los primeros registros con cámaras trampa en el área de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero se obtuvieron el año 2016, a pesar de que se habían realizado numerosos estudios en la zona desde el año 2007 (*e.g.* Silva-Rodríguez *et al.* 2010, Silva-Rodríguez y Sieving 2012). Lo anterior confirma que, incluso cuando la especie se encuentra presente, la probabilidad de detectarla es baja.

La detección de comadrejas trompudas usando trampas cámaras es prometedora para finalmente poder clarificar la distribución de esta especie, así como también para poder indagar en su historia natural, ecología y conservación. Si bien los hallazgos presentados son anecdóticos e insuficientes como para analizar patrones de uso de hábitat, esto se debe a que los estudios que generaron estos datos no fueron diseñados para micromamíferos, sino que para carnívoros y ungulados. Aun así, fue posible agregar 17 sitios en 7 años, en circunstancias que Martín (2011), compiló un total de solo 21 localidades para el período 1924-2011. Es probable que con diseños de muestreos pertinentes para la especie –ubicación de cámaras dirigida a micromamíferos, en sectores húmedos, con porciones de suelo descubierto y alta cobertura de sotobosque (Martín 2011)– sea posible incrementar de forma significativa el número de registros y el conocimiento de la comadreja trompuda de forma similar a lo que ha ocurrido con otras especies como el monito del monte (Fontúrbel y Jiménez 2009, Oda *et al.* 2019, Godoy-Guinao *et al.* 2023).

CONCLUSIONES

A partir de los hallazgos aquí mostrados, se confirma la presencia de la comadreja trompuda en la cordillera de la Costa de la Región de Los Ríos. Estos registros se encuentran al norte de los sitios previamente reportados en la literatura, en sectores donde modelos de nicho sugerían que la especie podría encontrarse presente. Nuestros datos confirman también la utilidad de las cámaras trampa como un método promisorio para la detección y estudio de este desconocido marsupial.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Viviana A Vásquez-Ibarra: hallazgo del primer registro confirmado, investigación, análisis formal, procesamiento y control de calidad de datos, visualización, escritura (borrador original, revisión y edición). Esteban I Cortés: investigación, análisis formal, procesamiento y control de calidad de datos, visualización, escritura (revisión y edición). Laura Stillfried: investigación, procesamiento y control de calidad de datos, escritura (revisión y edición). Erwin Ovando: conceptualización, investigación, escritura (revisión y edición). Danilo González: conceptualización, investigación, escritura (revisión y edición). Patricio Con-

treras: conceptualización, investigación, escritura (revisión y edición). Eduardo A Silva-Rodríguez: conceptualización, obtención de financiamiento, metodología, investigación, análisis formal, procesamiento y control de calidad de datos, escritura (revisión y edición).

FINANCIAMIENTO

Este estudio fue financiado parcialmente por ANID/CONICYT a través de los proyectos FONDECYT #11171006 y #1221528. EC agradece por el financiamiento a ANID BECAS/MAGÍSTER NACIONAL 22212015 y a la Escuela de Graduados de la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo realizado en la Reserva Costera Valdiviana es parte del Convenio de Cooperación para la Conservación entre The Nature Conservancy y la Universidad Austral de Chile. Se agradece a The Nature Conservancy y a CONAF por permitir el uso de los registros obtenidos en los monitoreos con cámaras trampa de la Reserva Costera Valdiviana y Parque Nacional Alerce Costero, respectivamente, y a los equipos de guardaparques de ambas áreas protegidas, por la ejecución de dichos monitoreos. B Zambrano, F Riquelme, I Gallardo, F García, y J Godoy, apoyaron los procesos de toma de datos y/o clasificación de imágenes. Agradecemos a la Universidad Austral de Chile, Forestal Arauco y a Don Isaac Nahuelpan y Jürgen Wichelhaus por permitir el ingreso a sus predios. La silueta utilizada fue elaborada por Carla Ulloa. Por último, agradecemos a Guillermo D'Elia y a Fredy Mondaca, por corroborar la identificación de las primeras comadrejas trompudas detectadas, y a dos revisores anónimos que contribuyeron a mejorar este manuscrito.

REFERENCIAS

- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL), UACH (Universidad Austral de Chile, CL). 2014. Monitoreo de Cambios, Corrección Cartográfica y Actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de la Región de Los Ríos. Valdivia, Chile. Laboratorio de Geomática – Instituto de Bosques y Sociedad, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile.
- Cortés E. 2022. Especies diferentes, patrones diferentes: efectos de perros domésticos sobre el uso del espacio de mamíferos silvestres a múltiples escalas espaciales. Tesis Magíster en Ciencias mención Bosques y Medio Ambiente. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 50 p.
- dos Santos JW, RA Correia, ACM Malhado, JV Campos-Silva, D Teles, P Jepson, RJ Ladle. 2020. Drivers of taxonomic bias in conservation research: a global analysis of terrestrial mammals. *Animal Conservation* 23(6): 679–688. DOI: <https://doi.org/10.1111/acv.12586>

- Farías AA, MA Sepúlveda, EA Silva-Rodríguez, A Eguren, D González, NI Jordán, E Ovando, P Stowhas, GL Svensson. 2014. A new population of Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural* 87: 3. DOI: <https://doi.org/10.1186/0717-6317-87-3>
- Fontúrbel FE, JE Jiménez. 2009. Underestimation of abundances of the monito del monte (*Dromiciops gliroides*) due to a sampling artifact. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1357–1362. DOI: <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-027R1.1>
- Godoy-Guinao J, EA Silva-Rodríguez, B Zambrano, IA Díaz. 2023. Habitat use in three-dimensional environments: A camera-trap assessment of vertical profile use by wildlife in the temperate forests of Chile. *Forest Ecology and Management* 529: 120668. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120668>
- González B, F Brook, GM Martin. 2020. Variability and variation in *Rhyncholestes raphanurus* Osgood (Paucituberculata, Caenolestidae). *Revista Chilena de Historia Natural* 93: 1. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40693-020-00089-6>
- Kelt DA, DR Martínez. 1989. Notes on distribution and ecology of two marsupials endemic to the Valdivian forests of southern South America. *Journal of Mammalogy* 70(1): 220–224. DOI: <https://doi.org/10.2307/1381695>
- MacKenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, AJ Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248–2255. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Martin GM. 2011. Geographic distribution of *Rhyncholestes raphanurus* Osgood, 1924 (Paucituberculata: Caenolestidae), an endemic marsupial of the Valdivian Temperate Rainforest. *Australian Journal of Zoology* 59(2): 118–126. DOI: <https://doi.org/10.1071/ZO11038>
- Martin GM. 2017. *Rhyncholestes raphanurus* (amended version of 2015 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T19710A116333652. DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T19710A116333652.en>
- Meredith M, MS Ridout. 2021. Overview of the overlap package. Central R Archive Network. Consultado 23 dic. 2022. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/overlap/vignettes/overlap.pdf>
- Meserve PL, BK Lang, BD Patterson. 1988. Trophic Relationships of Small Mammals in a Chilean Temperate Rainforest. *Journal of Mammalogy* 69(4): 721–730. DOI: <https://doi.org/10.2307/1381627>
- Meserve PL, R Murúa, O Lopetegui, JR Rau. 1982. Observations on the Small Mammal Fauna of a Primary Temperate Rain Forest in Southern Chile. *Journal of Mammalogy* 63(2): 315–317. DOI: <https://doi.org/10.2307/1380646>
- Muñoz-Pedrerós A, C Gil, P Rutherford, E Hauenstein, M Barrientos, P Contreras, R Sanhueza, P Sánchez, B Guíñez, M Navarrete. 2005. Caracterización y Zonificación de la Cordillera Pelada. Proyecto (PIMS 1859) Bosque Templado Valdiviano Licitación N° 77/2004. Valdivia, Chile. Centro de Estudios Agrarios y Ambientales.
- Nouvellet P, GSA Rasmussen, DW Macdonald, F Courchamp. 2012. Noisy clocks and silent sunrises: measurement methods of daily activity pattern. *Journal of Zoology* 286(3): 179–184. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00864.x>
- Oda E, G Rodríguez-Gómez, F Fontúrbel, M Soto-Gamboa, R Nespolo. 2019. Southernmost records of *Dromiciops gliroides*: extending its distribution beyond the Valdivian rainforest. *Gayana* 83(2): 145–149. DOI: <http://doi.org/10.4067/S0717-65382019000200145>
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ridout MS, M Linkie. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 14(3): 322–337. DOI: <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038>
- Riquelme F. 2020. Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana. Trabajo de Titulación Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 30 p.
- Silva-Rodríguez EA, KE Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150(1): 103–110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008>
- Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45–53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.003>
- Silva-Rodríguez EA, C Verdugo, AO Alejandro Aleuy, JG Sanderson, GR Ortega-Solís, F Osorio-Zúñiga, D González-Acuña. 2010. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44(1): 97–103. DOI: <https://doi.org/doi:10.1017/S0030605309990445>
- Stillfried LM. 2023. Efecto del uso de atractores olfativos sobre la probabilidad de detectar mamíferos silvestres del bosque valdiviano en cámaras trampas. Tesina Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 27 p.
- Vásquez-Ibarra V. 2019. Variación espacio-temporal en la presencia de animales domésticos en dos áreas protegidas costeras de la Región de los Ríos. Trabajo de Titulación Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 29 p.
- Zamorano-Elgueta C, JMR Benayas, L Cayuela, S Hantson, D Armenteras. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345: 10–20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.025>

Recibido: 02.02.23

Aceptado: 24.05.23



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Efecto del uso de atractores olfativos sobre la probabilidad de detectar mamíferos silvestres del bosque Valdiviano en cámaras trampas

Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez

Trabajo de Tesina presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

LAURA MARIA STILLFRIED SCHMITZ

VALDIVIA

2023

	Índice de materias	Página
i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
2	ESTADO DEL ARTE	2
2.1	Monitoreo de fauna silvestre	2
2.2	Cámaras trampa en el monitoreo de fauna silvestre	3
2.3	Uso de atractores olfativos en cámaras trampa y sus disyuntivas	4
3	MÉTODOS	6
3.1	Área de estudio	6
3.2	Diseño de monitoreo	7
3.3	Clasificación de imágenes	9
3.4	Modelos de ocupación	9
3.5	Historias de detección y uso de covariables	10
4	RESULTADOS	11
4.1	Tasas de detección	11
4.2	Modelos de ocupación	12
5	DISCUSIÓN	15
5.1	Uso de atractores en el monitoreo	15
5.2	Resultados del monitoreo y efectos de covariables	16
6	CONCLUSIONES	17
7	REFERENCIAS	18
Anexos	1 Ficha de registro de instalación y retiro de cámaras trampa.	24
	2 Modelos adicionales evaluados.	25
	3 Tablas adicionales.	26

i. Calificación del Comité de Titulación

	Nota
Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez	7,0
Informante: Sr. Paulo Corti González	7,0
Informante: Sr. Iván Díaz	7,0

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



Sr. Eduardo Silva-Rodríguez.

ii. Agradecimientos

Doy gracias a mis padres, que a pesar de las dificultades, siempre me apoyaron en este camino, bastante largo y con varios cambios de dirección, pero que nunca dudaron de mis capacidades, entregándome con cariño y confianza la oportunidad de tomar las decisiones que me permitieron crecer y acercarme a mi vocación.

Agradezco a las amistades que hice en esta hermosa carrera, a mis incondicionales Nico y Babi, a la Chio, la Cata y a la Tami por todos los trabajos juntos, traspasos, carretes, chascarros, peleas y risas, por todo el cariño, por ser parte de la familia que elegí, gracias por toda la contención, los amo mucho.

También a Eduardo Silva, que siempre tuvo la palabra precisa en momentos de inseguridad, que siempre se mostró comprensivo y dispuesto a ayudar, por todo el conocimiento y consejos que me entregó no solo desde lo académico, sino también desde lo valórico.

A todos los integrantes del laboratorio de fauna silvestre, Ferni, Jose, Esteban, Pini, Oso, Javi, Naho, Marion, Carla, Vivi, Nadja y Gisse, por toda la buena onda, los consejos, el apoyo y conocimiento compartido. Fue lindo compartir con todos ustedes, son personas increíbles, generaron un ambiente familiar y acogedor e hicieron que esta etapa de tesis fuera mucho más grata.

Como último, doy gracias al equipo de guardaparques de TNC, a Don Erwin y Teninson, que hicieron de los terrenos instancias de mucho aprendizaje y donde las risas no faltaron.

iii. Dedicatoria

A mi madre Ulrike, por su apoyo incondicional.

iv. Resumen

La creciente preocupación sobre el estado de conservación de la fauna silvestre global ha llevado a la necesidad de implementar acciones de conservación y establecer programas de monitoreo para evaluar el éxito o fracaso de dichas acciones. Uno de los métodos que ofrece mejores alternativas para el monitoreo de fauna silvestre, especialmente mamíferos, es el uso de cámaras trampa. Sin embargo, y a pesar de su amplio uso, existe discusión referente a la conveniencia o no de su uso combinado con atractores olfativos. Lo anterior se debe a que el uso de atractores podría introducir sesgos al monitoreo, incrementando o disminuyendo selectivamente la detectabilidad de algunas especies. A partir del monitoreo con cámaras trampa de la Reserva Costera Valdiviana, Chile, este trabajo tiene como objetivo evaluar el efecto del atractor olfativo en la probabilidad de detección de tres especies objetivo (Pudú, *Pudu puda*; güiña, *Leopardus guigna*; y zorro chilote, *Lycalopex fulvipes*) para dos temporadas de monitoreo (2021 y 2022). El diseño del estudio consideró una primera fase de muestreo sin atractor seguida por otra con atractor (pollo crudo). Se utilizaron modelos de ocupación de una especie y una estación para evaluar el efecto del atractor sobre las especies objetivo durante dos años de monitoreo. Los modelos de ocupación sugieren que el uso del pollo no tuvo un efecto significativo en la probabilidad de detección de güiña ni de pudú, en tanto que el bajo número de registros impidió analizar los datos de zorro chilote. La probabilidad de detección (p) se mantuvo similar entre periodos. Pudú ocupó un 61,8% y 52,8% de los sitios el 2021 y 2022, respectivamente. La ocupación de güiña para el 2022 fue de 61,1%. Los hallazgos de este trabajo sugieren que el atractor no tendría efectos sobre la detectabilidad de la güiña y pudú. Sin embargo, no es posible concluir si el uso de atractores incrementa o no la detectabilidad de zorro chilote. Dada esta incertidumbre, se sugiere mantener el protocolo actual hasta cumplir al menos cinco años, para luego determinar eventuales modificaciones.

Palabras claves: Atractores olfativos, cámaras trampa, detectabilidad, *Leopardus guigna*, *Lycalopex fulvipes*, modelos de ocupación, *Pudu puda*.

1. INTRODUCCIÓN

La situación global de amenaza de distintas especies alrededor del mundo, junto a los acelerados cambios de uso de suelo y clima hacen que el monitoreo de fauna silvestre se convierta en una tarea de suma importancia. Las poblaciones de mamíferos suelen ser difíciles de monitorear debido a que pueden presentar baja detectabilidad, amplio ámbito de hogar y bajas densidades poblacionales. Los métodos de monitoreo tradicionales normalmente incluían métodos invasivos que requerían de la captura y manejo de animales individuales, siendo costosos y poco prácticos a grandes escalas geográficas, o en su defecto poco específicos y con alto riesgo de errores de identificación (i.e., heces y huellas). Ante la necesidad de aplicar técnicas no invasivas para estudios a escala de comunidad, las cámaras trampa han surgido en las últimas décadas como una alternativa costo-eficiente para monitorear la ocupación, riqueza y, en algunos casos, abundancia de especies difíciles de detectar.

Si bien las cámaras han ofrecido la posibilidad de estudiar numerosas especies crípticas, el monitoreo de algunas de estas sigue siendo un desafío por cuanto presentan bajas tasas de detección. En este contexto, el uso de atractores olfativos puede resultar útil para incrementar sus probabilidades de detección. Actualmente existen diferentes tipos de atractores olfativos en el mercado incluyendo alimentos, atractores visuales, aromas naturales y artificiales, etc. Si bien algunos son efectivos para incrementar la probabilidad de detección de algunas especies, su uso puede afectar de forma negativa la detección de otras especies. Esto explica que su uso no genere consenso a nivel mundial.

Desde el año 2015 la Reserva Costera Valdiviana (RCV) ejecuta anualmente un monitoreo con cámaras trampa con el objetivo de evaluar los indicadores asociados a los objetos de conservación (Bosque Siempreverde y zorro chilote [*Lycalopex fulvipes*], güiña [*Leopardus guigna*], pudú [*Pudu puda*]) y a dos amenazas (perro y ganado). Para incrementar la probabilidad de detectar el zorro chilote, la RCV incluyó el uso de pollo crudo como atractor en su monitoreo. Sin embargo, antecedentes evidencian problemas asociados al uso de este atractor en la región, entre ellos, amplia variación en las probabilidades de detección de especies objetivo (zorro chilote, pudú) entre periodos del monitoreo. A raíz de este problema surge la necesidad de evaluar si es necesario seguir usando el atractor olfativo en el monitoreo con cámaras trampa de la Reserva Costera Valdiviana.

Objetivo general

Evaluar el efecto de los atractores olfativos en las probabilidades de detección de especies objetivo (zorro chilote, güiña y pudú) en la Reserva Costera Valdiviana en un periodo de dos años de monitoreo (2021-2022).

Objetivos específicos

1. Estimar el efecto del atractor olfativo en las probabilidades de detección de especies objetivo.
2. Determinar la variación de las probabilidades de detección entre periodos del monitoreo.
3. Determinar el área ocupada de las especies objetivo en la Reserva Costera Valdiviana en las temporadas 2021 y 2022.

2. ESTADO DEL ARTE

2.1 Monitoreo de fauna silvestre

Como consecuencia de la actividad humana se han generado procesos de declinación global de fauna silvestre conocidos como defaunación (Dirzo *et al.* 2014). Según Dirzo *et al.* (2014), estos procesos afectan de forma diferenciada a especies de mayor tamaño corporal y son consecuencia de amenazas tales como el cambio de uso de suelo, introducción de especies exóticas y sobreexplotación de especies (Young *et al.* 2016, Del-Claro y Dirzo 2021). Sin embargo, aun cuando se presume que hay declinación, no existen datos poblacionales para gran parte de las especies animales, lo que hace que el monitoreo de vida silvestre sea de suma importancia en la actualidad (Dirzo *et al.* 2014).

El monitoreo de fauna silvestre, y de recursos naturales en general, se realiza para evaluar el cambio o tendencia en uno o más indicadores que permiten inferir el estado de las poblaciones de interés (Block *et al.* 2001). En el caso de los mamíferos de mayor tamaño corporal, el monitoreo puede convertirse en una tarea desafiante ya que a menudo presentan bajas densidades poblacionales, naturaleza esquiva, son

difíciles de distinguir individualmente (Gálvez *et al.* 2016) o poseen amplio ámbito de hogar (Ripple *et al.* 2017). Dependiendo de los objetivos de estudio algunos métodos para monitorear mamíferos son: captura, uso de redes y trampas, reconocimiento de huellas y heces, radiotelemetría y uso de cámaras trampa, entre otros (Silvy *et al.* 2020). Muchos de los métodos tradicionales para estimar abundancia suelen ser invasivos, es decir, requieren de la captura y manipulación de animales individuales (Gompper *et al.* 2006, Gilbert *et al.* 2021). Estas técnicas son desafiantes, particularmente si se trata de especies que ocurren a bajas densidades (Rich *et al.* 2017) o se distribuyen a grandes escalas geográficas (Ripple *et al.* 2017). Por su parte, métodos tradicionales no invasivos que estiman presencia-ausencia de individuos como el reconocimiento de heces y huellas, son poco específicos y poseen altos riesgos de errores de identificación a nivel de especies (Monterroso *et al.* 2013, Silvy *et al.* 2020). En este contexto las cámaras trampa son una alternativa de monitoreo no invasiva y costo-eficiente (Kucera y Barret 2011) para estimar abundancia relativa y ocupación de mamíferos (Burton *et al.* 2015, Kays *et al.* 2020), siendo creciente su uso en estudios de ocupación enfocados en carnívoros y ungulados sin marca (Burton *et al.* 2015).

2.2 Cámaras trampas en el monitoreo de fauna silvestre

El monitoreo con cámaras trampa corresponde a la utilización de cámaras que de forma automatizada capturan imágenes de aquellos individuos o animales que pasan por delante de ellas (Rovero *et al.* 2013). El uso de estas cámaras como herramienta de estudio en conservación se ha incrementado desde principios de los años noventa (Rovero *et al.* 2013, Kays *et al.* 2020). Esta herramienta ha mostrado ser un método eficiente para muestrear comunidades de pequeños a grandes mamíferos (e.g., Bowler *et al.* 2017, Kays *et al.* 2020, Antunes *et al.* 2022), además de ser un medio no invasivo y reducido en costos para monitorear especies esquivas (Kucera y Barrett 2011) o en peligro de extinción (Linkie *et al.* 2013, Moreira-Arce *et al.* 2015, Johnson *et al.* 2020), ya que pueden permanecer activas durante periodos prolongados en el campo y poseen menos requerimientos operativos humanos (Meek *et al.* 2014). Asimismo, otras aplicaciones corresponden a la estimación de ocupación, abundancia relativa y riqueza de especies (Burton *et al.* 2015, Kays *et al.* 2020). Estas estimaciones pueden compararse a través del tiempo y espacio, permitiendo monitorear cambios en las poblaciones y evaluar

los efectos del paisaje y de amenazas antropogénicas en la distribución y abundancia relativa de las especies de interés (Kays *et al.* 2017, 2020).

Dos métricas usadas a menudo como índices de abundancia para estos fines corresponden a la tasa de detección y a la ocupación (Kays *et al.* 2017, 2020). La tasa de detección corresponde al total de detecciones de cada especie dividido por el número de trampas día (detecciones/día) en cada área de estudio (Kays *et al.* 2020). Por otro lado, la ocupación (ψ), se define como la proporción de área ocupada por una especie o la fracción de unidades de paisaje donde esta se encuentra presente (Mackenzie *et al.* 2017). Los modelos de ocupación son útiles para monitorear poblaciones animales, pero el ajuste de estos modelos es complejo para aquellas especies que presentan bajas probabilidades de detección (p) (Gálvez *et al.* 2016 Mackenzie *et al.* 2017), lo que hace necesario considerar alternativas de muestreo que permitan incrementar la detectabilidad.

2.3 Uso de atractores olfativos en cámaras trampa y sus disyuntivas

Si bien las cámaras trampa han abierto la posibilidad de detectar y monitorear especies crípticas, el problema de la baja detectabilidad ($p < 0,2$) persiste, especialmente en mamíferos (e.g., Gálvez *et al.* 2016, Rich *et al.* 2017), dificultando la modelación de parámetros de interés como la ocupación. Para estos casos, el uso de atractores olfativos en el monitoreo con cámaras trampa puede resultar útil para incrementar las probabilidades de detección de algunas especies (Gerber *et al.* 2011, Cove *et al.* 2014). Actualmente, existen varios tipos de atractores olfativos en el mercado, entre ellos se encuentran aromas naturales tales como orina, aromas artificiales y cebos (Silvy *et al.* 2020). La combinación de extracto de valeriana con orina de lince (Val-LU) y cebos de carne cruda de pollo son dos ejemplos de atractores olfativos que han demostrado ser efectivos en incrementar la probabilidad de detección de algunos mesocarnívoros (Ferrerías *et al.* 2018).

A pesar de su utilidad en el monitoreo de carnívoros silvestres, la aplicación de atractores en el monitoreo con cámaras trampa se encuentra ampliamente discutida a nivel mundial. Existen antecedentes de diferentes autores que sugieren problemas en el uso de atractores olfativos. Entre ellos se mencionan caídas en las probabilidades de detección de una misma especie entre diferentes periodos del monitoreo debido al inadecuado desempeño del atractor (Silva-Rodríguez *et al.* 2018), heterogeneidad temporal en el efecto del atractor olfativo (Cortés 2022) y variaciones en las probabilidades de detección entre

diferentes especies en un mismo periodo (Holinda *et al.* 2020). Con respecto a la variabilidad interespecífica en las probabilidades de detección de especies, existe evidencia de que el uso de atractores olfativos en cámaras trampa puede provocar un incremento significativo en las probabilidades de detección de pequeños y grandes carnívoros (Holinda *et al.* 2020), por ejemplo, en leopardos (du Preez *et al.* 2014) y en cánidos en el sur de Chile (Cortés 2022). Sin embargo, en especies presa ha presentado un efecto a menudo negativo, pudiendo disminuir las probabilidades de detección de las mismas (Fidino *et al.* 2020), por ejemplo, en subgrupos de ungulados y lagomorfos (Holinda *et al.* 2020). Considerando estos resultados, es importante considerar la variación del efecto del atractor olfatorio en el diseño de programas de monitoreo (Holinda *et al.* 2020).

Desde el año 2015 la Reserva Costera Valdiviana (RCV) ejecuta anualmente un monitoreo con cámaras trampa con el objetivo de evaluar el estado del zorro chilote, güiña, y pudú, así como dos amenazas, perro doméstico y ganado bovino (Silva-Rodríguez *et al.* 2015). Desde inicios del monitoreo se han implementado distintos tipos de atractores olfativos: carne cruda de pollo, orina de lince, orina de zorro, Fox Frenzy y Caven's Terminator (Riquelme, 2020). Actualmente se implementa el atractor de carne cruda de pollo para incrementar la probabilidad de detectar zorro chilote (Silva Rodríguez *et al.* 2015). Sin embargo, se han presentado problemas asociados al uso de este atractor, por ejemplo, variaciones importantes en las probabilidades de detección de especies objetivo entre periodos de monitoreo (Silva-Rodríguez *et al.* 2018, Riquelme 2020). Adicionalmente, otros trabajos realizados en la zona sugieren que el atractor podría incrementar la probabilidad de detección de carnívoros, pero disminuir la de ungulados, introduciendo adicionalmente heterogeneidad temporal en la probabilidad de detección (Cortés 2022). De acuerdo con los antecedentes expuestos y bajo el contexto de un monitoreo que apunta a múltiples especies este trabajo pretende evaluar el efecto de los atractores olfativos sobre las probabilidades de detección de las especies objetivo en el monitoreo que se lleva a cabo en la Reserva Costera Valdiviana.

3. MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la Reserva Costera Valdiviana (RCV; 39° 56' S – 73° 40' O; Figura 1), área protegida privada que posee una extensión de 50.829,82 ha y pertenece a la ONG The Nature Conservancy (TNC 2021a). La RCV se ubica en la Cordillera de la Costa, también conocida como Cordillera Pelada, en las comunas de Corral y La Unión, Región de Los Ríos, Chile (TNC 2021a). Cuenta con un clima oceánico con influencia mediterránea, caracterizado por precipitaciones medias anuales que fluctúan entre los 2.350 y 4.000 mm en zonas altas y temperaturas medias anuales de 12°C (Romero-Mieres *et al.* 2014).

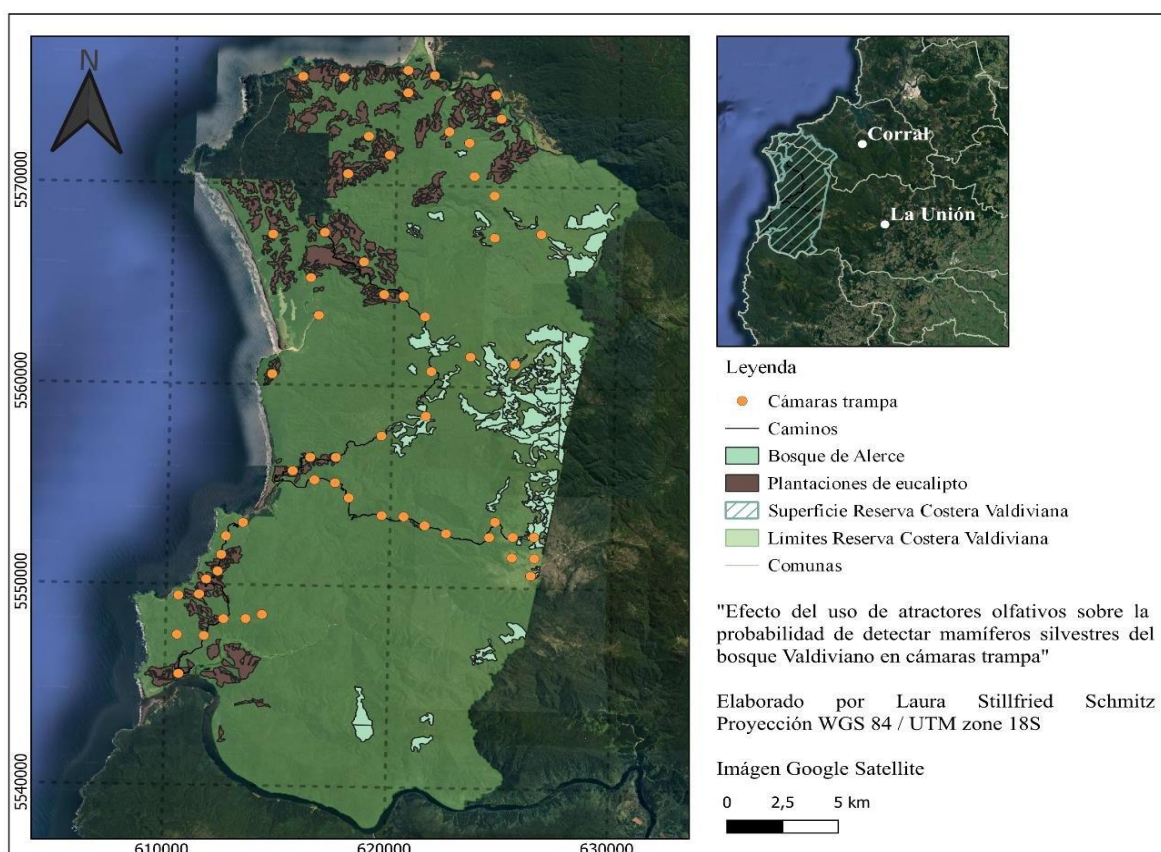


Figura 1. Área de estudio Reserva Costera Valdiviana.

La RCV cuenta con al menos 344 plantas vasculares que en su mayoría son nativas y un 7,6% se encuentran con problemas de conservación (Romero-Mieres *et al.* 2014). Los tipos forestales mejor representados son el siempreverde y bosque de alerce (TNC 2021a). Con respecto a la fauna silvestre, el grupo mejor representado es el de las aves, seguido por los mamíferos (TNC 2021a), encontrándose alrededor de 24 mamíferos nativos, siendo Carnívora el orden más numeroso (Silva-Rodríguez *et al.* 2019). Estos mamíferos en su mayoría se encuentran amenazados globalmente, entre ellos se incluyen el huillín (*Lontra provocax*), chungungo (*L. felina*), pudú, güiña y zorro chilote (TNC 2021a). Los últimos tres mamíferos se caracterizan por ser endémicos de los bosques templados sudamericanos (TNC 2021b) y según el Reglamento de Clasificación de Especies se encuentran listados como vulnerables (güiña y pudú) y en peligro (zorro chilote) (MMA 2022), esta última únicamente se encuentra registrada en Chile (Silva-Rodríguez *et al.* 2016). Bajo este contexto, los objetos de conservación de la reserva son el zorro chilote, la güiña y el pudú (TNC 2021^a; Figura 2), y se encuentran asociados al monitoreo de cámaras trampa.



Figura 2. Registros de (a) zorro chilote, (b y d) güiña y (c) pudú junto al atractor olfativo detectados por cámaras trampa en la Reserva Costera Valdiviana, año 2021.

3.2 Diseño del monitoreo

Desde el año 2015 se lleva a cabo el monitoreo con cámaras trampa en la RCV. El diseño de este monitoreo se encuentra descrito en el Plan de Monitoreo de la RCV (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c) y sintetizado a continuación: En primera instancia, la reserva fue dividida en una grilla de celdas cuadradas de dimensiones de 1 km². Las celdas a muestrear correspondieron a aquellas celdas accesibles desde senderos y caminos. De estas mismas en 2015 se seleccionaron 50 y 40 celdas para la zona norte y sur respectivamente, para posteriormente acotar la elección a 30 para cada zona, alcanzando una totalidad de 60 puntos de muestreo (Figura 1), para permitir una buena representación de las diferentes áreas. En aquellos casos donde no era factible el muestreo de uno de los cuadrantes, se seleccionaba una celda vecina. Se utilizaron 60 puntos de muestreo diferentes ya que este número corresponde al mínimo recomendado a nivel internacional para los estudios de ocupación de especies (Rovero *et al.* 2013, Kays *et al.* 2020). En la mayoría de los casos la instalación de cámaras se llevó a cabo a menos de 50 m de distancia de caminos y/o senderos, lo más cerca posible del centro de la celda seleccionada.

En diciembre de los años 2020 y 2021, se inició la instalación de cámaras trampa por el equipo de guardaparques de la RCV en los 60 puntos de muestreo de la reserva a una altura de 20-30 cm del suelo. Cada cámara contaba con una ficha de instalación y de retiro, donde se registraron diversos datos (i.e., código de grilla, fecha, hora, número de disparos, presencia del atractor). La instalación inicial no consideró el uso de atractores. Transcurridos al menos 30 días de la instalación de las cámaras, se instalaron los cebos. Estos consistían en carne cruda de pollo al interior de tubos de PCV perforados. Entre marzo y abril del 2021, y abril y mayo del 2022 se llevó a cabo el retiro de las cámaras trampa y los atractores olfativos. Para el periodo 2021, las cámaras funcionaron en promedio durante 105 días (rango de 48-114 días), con un esfuerzo total reportado de 5.706 trampas día. Para el periodo 2022, las cámaras operaron en promedio durante 100 días (rango de 31 a 138 días) con un esfuerzo total reportado de 5.925 trampas día. Para evaluar el efecto de la inclusión del atractor olfativo, el monitoreo de cada año fue dividido en un periodo previo y posterior al inicio del tratamiento (instalación del atractor). Para garantizar el supuesto de población cerrada (Mackenzie *et al.* 2017), se hizo un recorte temporal de 60 días en torno a la fecha de instalación del atractor, considerándose ésta como “día 0”. Se consideraron 30 días previos a la instalación del atractor como pre-tratamiento y los 30 días posteriores a su instalación como post-tratamiento. Según esta modificación el esfuerzo de muestreo recortado en 60 días para el monitoreo del 2021 fue de 1.672 trampas-día pre-tratamiento y 1.740 trampas-día post-tratamiento. Para

el monitoreo del 2022 el esfuerzo de muestreo fue de 1.713 trampas-día pre-tratamiento y 1.703 trampas-día post-tratamiento. Considerando ambos periodos de monitoreo se contó con un esfuerzo total de 3.412 trampas-día para el año 2021 y 3.416 trampas-día para el año 2022.

Los problemas de funcionamiento de las cámaras se manejaron descartando aquellas ocasiones de muestreo donde estas no estuvieron operantes, notificándose como “NA”. Un total de 15 cámaras presentaron problemas de funcionamiento entre ambos años de monitoreo, contabilizándose 7 y 8 cámaras para los periodos 2021 y 2022, respectivamente. Entre los problemas comunes se encontraron el llenado de memoria producto de la activación de cámaras por vegetación en movimiento o por descarga de pilas.

Para los análisis de datos, se incluyeron aquellas cámaras que operaron en al menos una ocasión de muestreo (5 días). En este sentido para el año 2021 operaron 56 cámaras en el periodo previo a la instalación del atractor olfativo y 58 cámaras en el periodo posterior a su instalación. A su vez, para el año 2022 se consideraron operantes 60 y 57 cámaras, para cada periodo respectivamente. Para el periodo completo de monitoreo de ambos años se consideraron operantes las 60 cámaras ya que todas se mantuvieron funcionales en al menos una ocasión de muestreo.

3.3 Clasificación de imágenes

El set de imágenes de ambos periodos de monitoreo junto a las fichas de instalación y retiro (Ver anexo 1) fue facilitado por el equipo de TNC de la Reserva Costera Valdiviana y posteriormente respaldado en un disco duro. Para llevar a cabo la clasificación de las imágenes de cámaras trampa, se utilizó la aproximación diseñada por Sanderson y Harris (2013) y los procedimientos descritos en el tutorial de Vásquez-Ibarra *et al.* (2021) el cual se basa en la metodología generada por Sanderson y Harris (2013), que se resume en los siguientes pasos: En primer lugar, se eliminaron los archivos dañados para luego renombrar las imágenes de cámaras trampa utilizando la fecha y hora de instalación haciendo uso del programa SpecialRenamer (Sanderson y Harris 2013). En segundo lugar, se realizó la clasificación de imágenes por fotografías de operación (instalación y retiro), sin identificación, en blanco, especies de ocurrencia probable y por grupos de especies. Una vez finalizada la clasificación de imágenes, se realizó un control de calidad. Este consistió en la revisión de los casos positivos, es decir, de las clasificaciones

de registros de zorro chilote, güiña y pudú para ambos años, por un segundo observador. Luego, se clasificó según el número de individuos por evento. En tercer lugar, haciendo uso del programa DataOrganize (Sanderson y Harris 2013) se organizaron y convirtieron los datos a archivos de texto (.txt). En cuarto lugar, se utilizó el programa DataAnalyze (Sanderson y Harris 2013) para calcular las tasas de detección de las especies monitoreadas como la suma de los registros independientes de cada especie detectada por cada cámara trampa, dividida por la suma de los días de esfuerzo de dichas cámaras, multiplicado por 100 (Rovero y Marshall, 2009).

3.4 Modelos de ocupación

A partir de la información recopilada y el uso de programas anteriormente mencionados, se determinó la proporción de cámaras trampa que registraron cada una de las especies monitoreadas. A este indicador se le suele denominar ocupación no corregida o ingenua ya que no incorpora la incertidumbre en detección en la estimación (Mackenzie *et al.* 2002). Para ajustar la ocupación incorporando la incertidumbre en la probabilidad de detección, se elaboraron modelos de ocupación de una especie y una temporada (Mackenzie *et al.* 2002). Con estos fines, se ajustó un set de modelos por especie y año. Los datos fueron analizados en R versión 4.1.3 (R Core Team 2022), haciendo uso de la función “occu” del paquete unmarked (Fiske y Chandler 2011). Solo fueron incorporadas a los modelos de ocupación aquellas especies registradas en al menos 10 cámaras.

3.5 Historias de detección y uso de covariables

Se construyeron historias de detección considerando intervalos de cinco días como ocasión de muestreo (ver Silva-Rodríguez *et al.* 2018). Para cada periodo de monitoreo se consideraron seis ocasiones de muestreo pre-tratamiento y seis ocasiones de muestreo post-tratamiento, obteniendo un total de 12 ocasiones de muestreo por año. Las historias de detección, por su parte, fueron construidas en el paquete camtrapR (Niedballa *et al.* 2016), haciendo uso del programa R versión 4.1.3 (R Core Team 2022). Se asignó un “1” a las ocasiones de muestreo posteriores y previas al tratamiento con atractor y un “0” a las posteriores. Asimismo, se replicó para el tipo de hábitat, en el cual se dio el valor de “1” a

las grillas que se encontraban situadas en plantación de eucalipto y “0” a las que se encontraban situadas en bosque nativo. La información del tipo de hábitat se obtuvo a partir de datos presentes en las fichas de instalación del monitoreo con cámaras trampa. A partir de dicha información, se agregó la covariable categórica de ocupación ($\sim$ plantación) para modelar el efecto del tipo de hábitat (plantación o bosque nativo) en la ocupación de las especies evaluadas. Por otro lado, la heterogeneidad en probabilidad de detección (Mackenzie *et al.* 2017) asociada a la introducción del atractor olfativo de las especies güiña y pudú para los periodos 2021 y 2022 fue modelada utilizando la covariable de detección ($\sim$ pollo). La inclusión de ambas covariables permitió ajustar el set de datos por especie y año (tabla 1). Para llevar a cabo la selección del mejor modelo se compararon modelos candidatos (tabla 1) mediante el criterio de información de Akaike ajustado para tamaños de muestra pequeños (AICc, Burnham y Anderson 2002), implementado en el paquete AICcmodavg (Mazerolle 2020). Para estos fines, se comparó el desempeño de las dos covariables predictoras en sus distintas combinaciones, representadas en los cuatro modelos construidos por cada especie y año de monitoreo (incluyendo el modelo nulo con ausencia de covariables).

Tabla 1. Set de modelos que incluye las covariables seleccionadas para zorro chilote, güiña y pudú para los años 2021 y 2022.

Modelos	Covariable incorporada	
Modelo nulo	$p(\sim)$ $\psi(\sim)$	-
Modelo plantación	$p(\sim)$ $\psi(\sim$ plantación)	Cov. de ocupación
Modelo atractor	$p(\sim$ pollo) $\psi(\sim)$	Cov. de detección
Modelo global	$p(\sim$ pollo) $\psi(\sim$ plantación)	Cov. sitio + Cov. detección

4. RESULTADOS

4.1 Tasas de detección

Para el año 2021 las especies más frecuentemente detectadas fueron el pudú y la güiña (1,6 y 1,5 registros/100 trampas día, respectivamente). Para el año 2022, la tendencia se mantuvo similar, donde las tasas de detección más altas se registraron para la güiña (2,0) y pudú (1,5). Con respecto a zorro chilote, la tasa de detección fue baja para ambos años de monitoreo (0,2 y 0,3 registros/100 trampas día respectivamente) (tabla 2). Para la mayoría de las especies, las tasas de detección entre los periodos sin tratamiento y con tratamiento de atractor olfativo fueron similares para las especies monitoreadas en un mismo año. Sin embargo, la mayor diferencia se observó en la proporción de cámaras con registros de güiña el año 2022, que fue detectada en un 27% y 39% de las cámaras en el periodo sin y con cebo, respectivamente (tabla 2). La especie que estuvo presente en la mayor proporción de cámaras en ambos periodos de monitoreo fue la güiña, detectándose en un 52% y 48% de las cámaras durante los años 2021 y 2022, respectivamente. A esta le siguió el pudú, registrado en 43% y 40% de las cámaras, respectivamente. El zorro chilote fue registrado en una baja proporción de los sitios (5%) durante ambos años de monitoreo. Para ambos años de monitoreo se registraron perros en una mayor proporción de cámaras durante el periodo de inclusión del atractor olfativo (tabla 2), sin embargo, dadas las bajastasas de detección no es posible evaluar si estas diferencias son significativas

Tabla 2. Proporción de cámaras con registro y tasas de detección de las especies objetivo y sus amenazas para el periodo previo y posterior al tratamiento con atractor olfativo para los periodos 2021 y 2022.

Año	Especie	Proporción de cámaras (%)			Tasa de detección (%)		
		Sin atractor	Con atractor	Total	Sin atractor	Con atractor	Total
2021	<i>Leopardus guigna</i>	30,4	29,3	51,7	1,5	1,5	1,5
	<i>Pudu puda</i>	25,0	29,3	43,3	1,6	1,6	1,3
	<i>Lycalopex fulvipes</i>	5,4	1,7	5,0	0,3	0,2	0,1
	<i>Canis familiaris</i>	1,8	5,2	6,7	0,1	0,2	0,2
	<i>Bos taurus</i>	0	0	0	0,0	0,0	0,0
2022	<i>Leopardus guigna</i>	26,7	38,6	48,3	1,8	2,2	1,4
	<i>Pudu puda</i>	23,3	31,6	40,0	1,3	1,8	1,2
	<i>Lycalopex fulvipes</i>	1,7	5,3	5	0,1	0,5	0,1
	<i>Canis familiaris</i>	1,7	8,8	8,3	0,1	0,3	0,2
	<i>Bos taurus</i>	0,0	7,0	6,7	0,0	0,2	0,0

4.2 Modelos de ocupación

Los análisis realizados, tanto para güiña como para pudú, sugieren que la inclusión de atractor olfativo no afectaría la probabilidad de detección. En el caso del pudú, si bien el ajuste de los modelos del año 2021 sugiere un efecto de la covariable de detección ($\sim pollo$) (tabla 3), el análisis de los estimadores del mejor modelo muestra que el efecto de dicho atractor no es significativo (tabla 4). Por otro lado, para ese año el modelo nulo está dentro de los plausibles (anexo 2a). Para dicho periodo y en base al modelo nulo, la estimación de ocupación (ψ) para pudú es de 61,8% (IC de 41,2 – 78,8%). A su vez, la probabilidad de detección (p) es de 11,8% (IC de 8,1 – 16,8%). Para el año 2022, se confirman los resultados anteriores para pudú, ya que si bien el modelo que incluye la covariable de detección ($\sim pollo$) es el mejor modelo (tabla 3), la exploración de los estimadores sugiere que no hay efecto del tratamiento con el atractor olfativo (tabla 5). Para dicho año, la ocupación estimada (ψ) para el pudú en base al modelo que incluye la covariable de detección ($\sim pollo$) es de 52,8%, (IC 34,8 – 70,2%). Adicionalmente, la probabilidad de detección (p) es de 12,2% (IC de 8,4-17,5%). En ambos casos, el modelo nulo que no incluye covariables se encuentra dentro de los plausibles para pudú (anexo 2a y 2b) y en su conjunto los análisis concluyen que el cebo de pollo no tiene un efecto significativo en la detectabilidad de la especie.

En el caso de la güiña, especie para la cual únicamente se pudo analizar para el periodo 2022, la selección de modelos sugiere el mismo escenario, es decir, si bien la covariable de detección ($\sim$ pollo) se encuentra entre los modelos plausibles, el análisis de los estimadores muestra que dichos efectos no son significativos (tabla 6). Para dicho periodo, la ocupación estimada (ψ) para güiña en base al modelo nulo es de 61,1%, (42,8-76,7%). A su vez, la probabilidad de detección (p) es de 13,7% (10-18,4%).

Con respecto al efecto de la covariable de sitio ($\sim$ plantación) en la ocupación de las especies analizadas, los modelos de ocupación sugieren que no existe un efecto de las plantaciones de eucalipto en la ocupación de pudú y güiña (tabla 3). Lo anterior indica que la ubicación de cámaras trampa en sitios provistos de plantación de eucalipto o de bosque nativo no genera un efecto importante en la ocupación de las especies analizadas.

Tabla 3. Modelos candidatos de ocupación y detección para las especies güiña y pudú, para los periodos de monitoreo 2021 y 2022.

Especie	Año	Modelo	K	AICc	Δ AICc	Peso
Pudú	2021	p($\sim$ pollo) psi($\sim$ plantación)	4	346,19	0,00	0,66
		p($\sim$) psi($\sim$)	2	348,09	1,90	0,26
		p($\sim$ pollo) psi($\sim$)	3	350,30	4,12	0,08
		p($\sim$) psi($\sim$ plantación)	3	358,57	12,38	0,00
Pudú	2022	p($\sim$ pollo) psi($\sim$)	3	323,77	0,00	0,43
		p($\sim$) psi($\sim$)	2	323,79	0,03	0,43
		p($\sim$) psi($\sim$ plantación)	3	325,99	2,22	0,14
		p($\sim$ pollo) psi($\sim$ plantación)	4	346,19	22,42	0,00
Güiña	2022	p($\sim$) psi($\sim$)	2	389,38	0	0,37
		p($\sim$ pollo) psi($\sim$)	3	389,39	0,01	0,37
		p($\sim$) psi($\sim$ plantación)	3	391,45	2,07	0,13
		p($\sim$ pollo) psi($\sim$ plantación)	4	391,57	2,19	0,12

K: número de parámetros que utilizó el modelo. Peso: peso del modelo (AICcWt).

Tabla 4. Estimadores y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2021. Modelo global que incluye covariable de detección ($\sim$ pollo) y ocupación ($\sim$ plantación).

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	-0,082	0,429	0,849
	Plantación	2,966	3,221	0,357
p	Intercepto	-2,021	0,262	<0,001
	Pollo	-0,005	0,305	0,986

Tabla 5. Estimadores y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2022. Modelo que incorpora la covariable de detección ($\sim$ pollo).

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,114	0,377	0,763
p	Intercepto	-2,229	0,284	<0,001
	Pollo	0,484	0,326	0,14

Tabla 6. Estimadores y error estándar (SE) del mejor modelo seleccionado para güiña del periodo de monitoreo 2022. Modelo nulo que no incorpora covariables.

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,451	0,378	0,232
p	Intercepto	-1,84	0,181	<0,001

5. DISCUSIÓN

5.1. Uso de atractores en el monitoreo

El uso o no de atractores olfativos en monitoreos con cámaras trampa ha sido sujeto constante de discusión en la literatura especializada (e.g., Mills *et al.* 2019, Fidino *et al.* 2020, Holinda *et al.* 2020).

En este contexto, los resultados de este trabajo revelan que la inclusión de cebos no produjo efectos en las dos especies que pudieron ser analizadas. Estos resultados son similares a lo que reporta Holinda *et al.* (2020) para ungulados en Canadá, pero difieren parcialmente de lo reportado por Cortés (2022), quien sugiere que el atractor podría generar un efecto negativo sobre el pudú, que disminuye al transcurrir el tiempo, pero no sobre la güiña.

Una hipótesis que pudiese explicar la aparente ausencia de efectos del atractor olfativo en la detectabilidad de pudú y güiña, corresponde a la variación estacional en el desempeño del atractor olfativo (e.g., Tourani *et al.* 2020, MMA 2022). El monitoreo de la reserva se desarrolla en época estival (Silva-Rodríguez *et al.* 2015c), donde las temperaturas son más altas, favoreciendo la descomposición del cebo. Es posible, por tanto, que el desempeño del cebo difiera en otras estaciones del año. Por otro lado, independiente del desempeño del atractor olfativo, la estación se vincula con la biología reproductiva de las especies monitoreadas, dificultando la posibilidad de separar el efecto estacional de los efectos propios del cebo. En este sentido es probable que la detectabilidad de pudú se eleve durante el período reproductivo (marzo y abril, Jiménez *et al.* 2010), período que se sobrepone parcialmente con el uso del cebo. De este modo, una eventual disminución en la probabilidad de detección (Cortés 2022), podría ser parcialmente compensada por un incremento en actividad durante la estación reproductiva.

Si bien el uso de cebos está dirigido principalmente a incrementar la probabilidad de detectar zorro chilote (Silva-Rodríguez *et al.* 2015, 2018) y se espera que incremente la detectabilidad de otros cánidos como zorro chilla (*L. griseus*) y perro, la baja tasa de detección de estas especies hizo inviable la evaluación del efecto del cebo. Otros trabajos realizados en el área sugieren que el efecto del atractor olfativo es positivo, al aumentar la probabilidad de detectar cánidos silvestres (zorro chilote y zorro chilla) y domésticos (perro) (Cortés 2022). Resultados similares se observan en trabajos con cánidos en otros países, como lo que reporta Cozzi *et al.* (2022) para el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) en Europa o Avrin *et al.* (2021) para el zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en América del Norte. Considerando estos antecedentes, no es posible descartar la efectividad del uso del atractor olfativo para monitorear cánidos.

Sin embargo, al igual que en el caso de la güiña y el pudú, es posible que los efectos del cebo varíen estacionalmente. De hecho, se ha sugerido realizar el monitoreo de esta especie durante los meses de otoño-invierno, período donde por un conjunto de factores (época reproductiva e incremento del movimiento de la especie) la efectividad de los atractores olfativos podría ser mayor (MMA 2022). De hecho, anecdóticamente, durante un muestreo realizado en los meses de invierno en el área, se alcanzaron altas tasas de detección de zorro chilote (E. Silva-Rodríguez, com. pers.). De este modo, las bajas tasas

de detección de zorro chilote podrían asociarse a la variación temporal en la efectividad del atractor o, en su defecto, a cambios estacionales en el uso de espacio de los zorros (Ikeda *et al.* 2016).

Los efectos que puede tener el uso de cebos en monitoreos que van dirigidos a múltiples especies son ampliamente cuestionados. De hecho, diversas iniciativas colaborativas para el monitoreo de mamíferos con cámaras trampa tienen como requerimiento el no uso de atractores (e.g., Snapshot USA, Cove *et al.* 2014). Lo anterior se debe a las respuestas heterogéneas que se pueden observar (Mills *et al.* 2019, Fidino *et al.* 2020, Holinda *et al.* 2020, Cortés 2022) y a la dificultad de modelar la heterogeneidad en probabilidad de detección. Esto último, debido a que el efecto del atractor no solo varía entre especies (Ferrerías *et al.* 2018, Holinda *et al.* 2020), sino que entre sitios (Holinda *et al.* 2020) e incluso en un mismo sitio (Gerber *et al.* 2011, Cove *et al.* 2014, Cortés 2022).

5.2. Resultados del monitoreo y efectos de covariables

Al comparar la proporción de cámaras con registro con corte a los 60 días de zorro chilote, perro doméstico y ganado bovino con periodos de monitoreo previos (2015-2019, Riquelme 2020), se observa que este se mantiene consistente y fluctúa dentro de los rangos de valores encontrados en el presente monitoreo. La excepción correspondió a los valores encontrados para ganado bovino el año 2021, donde a diferencia de periodos anteriores, hubo ausencia de registros de esta especie en cámaras trampa, lo cual se considera positivo (anexo 3b) (Riquelme 2020). En cuanto a zorro chilote para dicho periodo, similar a lo ocurrido para los años 2021 y 2022, el bajo número de registros no permitió estimar su ocupación. Por otro lado, si se comparan los resultados actuales con los valores de ocupación corregida con corte a los 60 días para güiña y pudú para los años 2018 y 2019, respectivamente, estos se mantienen dentro de lo esperable para el área protegida (anexo 3a). De este modo, los resultados de los años 2021 y 2022 se encuentran dentro de los rangos de variación esperable para las tres especies nativas y las dos especies domésticas monitoreadas.

Con respecto a los modelos de ocupación, estos sugieren que no existe un efecto del hábitat (bosque nativo o plantación de eucalipto) sobre la ocupación de pudú y güiña. Estos resultados son consistentes con hallazgos de trabajos previos efectuados en el área que no encontraron diferencias en el uso de plantaciones y bosque nativo para pudú (Silva-Rodríguez & Sieving 2012) y güiña (Eguren 2012). Esto posiblemente se debe a que las plantaciones de eucalipto de la reserva se encuentran sin manejo,

abandonadas y cuentan con la presencia de un denso sotobosque nativo (Fontúrbel *et al.* 2016), facilitando la presencia de las especies anteriormente mencionadas. De acuerdo con esto, los resultados se deben interpretar con cautela y no deben ser extrapolados a plantaciones comerciales (Silva-Rodríguez *et al.* 2019).

6. CONCLUSIONES

La implementación del atractor olfativo en un periodo intermedio del monitoreo con cámaras trampa en la RCV durante los periodos de monitoreo 2021 y 2022, no generó efectos en la detectabilidad de las especies analizadas en los modelos de ocupación, güiña y pudú. Sin embargo, no fue posible evaluar su efecto sobre el zorro chilote. Considerando esto, y el hecho de que existe evidencia que sugiere que el uso de atractores podría incrementar la detectabilidad de zorro chilote (Cortés 2022), no se recomienda eliminar el uso del cebo en el monitoreo de cámaras trampa que lleva a cabo la reserva. En este sentido, se sugiere prolongar el uso del atractor olfativo durante al menos 3 años más (2023-2025), para obtener una base de datos suficiente que permita comparar datos con periodos anteriores, y posteriormente, tomar una decisión con respecto a su eliminación, sin comprometer la comparabilidad de los datos. Por último, y a pesar de las diferencias en protocolos, los datos del monitoreo sugieren que las especies monitoreadas se han mantenido estables desde el inicio del monitoreo a la fecha.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Antunes AC, A Montanarin, DM Gräbin, ECDS Monteiro, FF de Pinho, GC Alvarenga, J Ahumada, RB Wallace, EE Ramalho, APA Barnett, A Bager, ... MC Ribeiro. 2022. AMAZONIA CAMTRAP: A dataset of mammal, bird, and reptile species recorded with camera traps in the Amazon forest. Ecology e3738. <https://doi.org/10.1002/ecy.3738>

- Avrin AC, CE Pekins, JH Sperry, ML Allen. 2021. Evaluating the efficacy and decay of lures for improving carnivore detections with camera traps. *Ecosphere* 12(8): e03710. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3710>
- Bowler MT, MW Tobler, BA Endress, MP Gilmore, MJ Anderson. 2017. Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3(3): 146–157. <https://doi.org/10.1002/rse2.35>
- Block WM, AB Franklin, JP Ward Jr, JL Ganey, GC White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration ecology* 9(3): 293-303. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003293.x>
- Burnham K.P, DR Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York, USA. Springer. 488 p.
- Burton AC, E Neilson, D Moreira, A Ladle, R Steenweg, JT Fisher, E Bayne, S Boutin. 2015. REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52(3): 675–685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Cortés EI. 2022. Especies diferentes, patrones diferentes: Efectos de perros domésticos sobre el uso del espacio de mamíferos silvestres a múltiples escalas espaciales. Tesis de magíster. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 51 p.
- Cove M, RM Spinola, VL Jackson, J Saenz. 2014. Camera trapping ocelots: an evaluation of felid attractants. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 25(2): 113-116. <https://doi.org/10.4404/hystrix-25.2-9945>
- Cozzi F, E Iacona, F Ferretti, L Corlatti. 2022. Effectiveness of a commercial lure to attract red fox. *Mammal Research* 67(4): 511-517. <https://doi.org/10.1007/s13364-022-00642-6>
- Del-Claro K, R Dirzo. 2021. Impacts of Anthropocene Defaunation on Plant-Animal Interactions. In Del-Claro K, Torezan-Silingardi, HM eds. Plant-Animal Interactions. Uberlandia, Brazil. Springer. p. 333-348. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_13
- Dirzo R, H Young, M Galetti, G Ceballos, NJ Isaac, B Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401–406. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>
- Du Preez BD, AJ Loveridge, DW Macdonald. 2014. To bait or not to bait: A comparison of camera-trapping methods for estimating leopard *Panthera pardus* density. *Biological conservation* 176: 153-161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.021>
- Eguren A. 2012. ¿Plantaciones de eucaliptos o bosque nativo?: ámbito de hogar y uso de hábitat de *Leopardus guigna* en el Bosque Templado Valdiviano. Tesis Médico Veterinario. Santiago, Chile. Departamento de Ciencias Biológicas Animales. Universidad de Chile.
- Ferreras P, F Díaz-Ruiz, P Monterroso. 2018. Improving mesocarnivore detectability with lures in camera-trapping studies. *Wildlife Research* 45(6): 505-517. <http://dx.doi.org/10.1071/WR18037>

- Fidino M, GR Barnas, EW Lehrer, MH Murray, SB Magle. 2020. Effect of Lure on Detecting Mammals with Camera Traps. *Wildlife Society Bulletin* 44(3): 543–552. <http://dx.doi.org/10.1002/wsb.1122>
- Fiske I, R Chandler. 2011. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software* 43(10): 1–23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Meek P, P Fleming, G Ballard, P Banks, A Claridge, J Sanderson, D Swann. 2014. Camera trapping Wildlife managment and research. Collingwood, Australia. CSIRO publishing. 357 p.
- Fontúrbel FE, AB Candia, GJ Castaño-Villa. 2016. Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian rainforest. *Revista mexicana de biodiversidad* 87(4): 1402–1406. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.011>
- Gálvez N, G Guillera-Aroita, BJ Morgan, ZG Davies. 2016. Cost-efficient effort allocation for camera-trap occupancy surveys of mammals. *Biological Conservation* 204: 350–359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.019>
- Gerber BD, SM Karpanty, MJ Kelly. 2011. Evaluating the potential biases in carnivore capture–recapture studies associated with the use of lure and varying density estimation techniques using photographic-sampling data of the Malagasy civet. *Population Ecology* 54(1): 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10144-011-0276-3>
- Gilbert NA, JD Clare, JL Stenglein, B Zuckerberg. 2021. Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology* 35(1): 88–100. <https://doi.org/10.1111/cobi.13517>
- Gompper ME, R Kays, JC Ray, SD LaPoint, DA Bogan, JR Cryan. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34(4): 1142–1151. [http://dx.doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[1142:ACONTT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1142:ACONTT]2.0.CO;2)
- Holinda D, JM Burgar, AC Burton. 2020. Effects of scent lure on camera trap detections vary across mammalian predator and prey species. *Plos one* 15(5): e0229055. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229055>
- Ikeda T, K Uchida, Y Matsuura, H Takahashi, T Yoshida, K Kaji, I Koizumi. 2016. Seasonal and diel activity patterns of eight sympatric mammals in northern Japan revealed by an intensive camera-trap survey. *Plos one* 11(10): e0163602. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163602>
- Jiménez JE. 2010. Southern Pudu Pudu puda (Molina 1782). In Barbanti JM, S González eds. Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer. Jaboticabal, Brazil, and Gland, Switzerland. Funep and IUCN. p. 140–150.
- Johnson CL, H Hilser, M Linkie, R Rahasia, F Rovero, W Pusparini, I Hunowu, A Patandung, N Andayani, J Tasirin, L Nistyantara, AE Bowkett. 2020. Using occupancy-based camera-trap

surveys to assess the Critically Endangered primate *Macaca nigra* across its range in North Sulawesi, Indonesia. *Oryx* 54(6): 784-793.

- Niedballa J, R Sollmann, C Alexandre, A Wilting. 2016. camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution* 7(12): 1457-1462. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600>
- Kays R, AW Parsons, MC Baker, EL Kalies, T Forrester, R Costello, CT Rota, JJ Millspaugh, WJ McShea. 2017. Does hunting or hiking affect wildlife communities in protected areas? *Journal of Applied Ecology* 54(1): 242–252. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12700>
- Kays R, BS Arbogast, M Baker-Whitton, C Beirne, HM Boone, M Bowler, SF Burneo, MV Cove, P Ding, S Espinosa, A Sousa, CP Hansen, PA Jansen, JM Kolowski, TW Knowles, M Moreira, J Millspaugh, WJ McShea, K Pacifici, AW Parsons, BS Pease, F Rovero, F Santos, SG Schuttler, D Sheil, X Si, M Snider, WR Spironello. 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution* 11(6): 700-713. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13370>
- Kucera TE, RH Barrett. 2011. Chapter 2 - A history of camera trapping. In Kucera TE, RH Barret eds. *Camera traps in animal ecology*. California, Estados Unidos. Springer. p. 9-26 http://dx.doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_10
- Linkie M, G Guillera-Aroita, J Smith, A Ario, G Bertagnolio, F Cheong, GR Clements, Y Dinata, S Duangchantrasiri, G Fredriksson, MT Gumal, LS Horng, K Kawanishi, FR Khakim, MF Kinnaird, D Kiswayadi, AH Lubis, A.J Lynam, Maryati, M Maung, D Ngoprasert, W Novarino, TG O'Brien, K Parakkasi, H Peters, D Priatna, DM Rayan, N Seuaturien, NM Shwe, R Steinmetz, AM Sugesti, Sunarto, ME Sunquist, M Umponjan, HT Wibisono, CCT Wong, Zulfahmi. 2013. Cryptic mammals caught on camera: Assessing the utility of range wide camera trap data for conserving the endangered Asian tapir. *Biological Conservation* 162: 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.028>
- Mazerolle MJ. 2020. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.3-1, <https://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/index.html>
- Mackenzie DI, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, J Andrew-Royle, CA Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Mackenzie DI, JD Nichols, JA Royle, K Pollock, L Bailey, J Hines. 2017. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Boston, Massachusetts. Academic Press. 1131 p.
- Mills D, J Fattbert, L Hunter, R Slotow. 2019. Maximising camera trap data: Using attractants to improve detection of elusive species in multi-species surveys. *Plos one* 14(5): e0216447.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216447>

- MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2022. Listado de especies amenazadas. Consultado 10 de junio 2022. Disponible en http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/WebCiudadana_busquedaGrilla.aspx?especies=amenazadas
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2022. Protocolo de Monitoreo del zorro de Darwin (*Lycalopex fulvipes*). Concepción, Chile. Consultado 25 de abril 2023. Disponible en <https://gefespeciesamenazadas.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/10/5.-PROTOCOLO-MONITOREO-ZORRO-DE-DARWIN-06-OCTUBRE-2022.pdf>
- Monterroso P, D Castro, TL Silva, P Ferreras, R Godinho, PC Alves. 2013. Factors affecting the (in)accuracy of mammalian mesocarnivore scat identification in South-western Europe. *Journal of Zoology* 289(4): 243-250. <https://doi.org/10.1111/jzo.12000>
- Moreira-Arce D, PM Vergara, S Boutin. 2015. Diurnal human activity and introduced species affect occurrence of carnivores in a human-dominated landscape. *Plos one* 10(9): e0137854. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137854>
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Rich LN, CL Davis, ZJ Farris, DAW Miller, JM Tucker, S Hamel, MS Farhadinia, R Steenweg, MS Di Bitetti, K Thapa, MD Kane, S Sunarto, NP Robinson, A Paviolo, P Cruz, Q Martins, N Gholikhani, A Taktehrani, J Whittington, FA Widodo, NG Yoccoz, C Wultsch, BJ Harmsen, MJ Kelly. 2017. Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecol Biogeogr* 26(8): 918-929. <https://doi.org/10.1111/geb.12600>
- Ripple WJ, C Wolf, TM Newsome, M Hoffmann, AJ Wirsing, DJ McCauley. 2017. Extinction risk is most acute for the world's largest and smallest vertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(40): 10678-10683. <https://doi.org/10.1073/pnas.1702078114>
- Riquelme F. 2020. Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana. Tesis Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 30 p.
- Romero-Mieres M, ME González, A Lara. 2014. Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. *Bosque (Valdivia)* 35(3): 257-267. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000300001>
- Rovero F & AR Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of applied Ecology* 46(5): 1011-1017. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x>
- Rovero F, F Zimmermann, D Berzi, P Meek. 2013. "Which camera type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*,

- the Italian Journal of Mammalogy 24(2): 148-156. <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789>
- Sanderson J, G Harris. 2013. Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History* 1(1): 11-19.
- Silva-Rodríguez EA & KE Sieving. 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biol. Conserv.* 150: 103–110. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008>
- Silva-Rodríguez EA, M Sepúlveda, C Duarte, E- Cruz, G Travieso, F Zorondo-Rodríguez, A Alfonso, H Norambuena, M Godoy, A Andrade, L Osman, L Pezoa, S Zamorano, P Poveda, A Almonacid. 2015. Plan de Monitoreo Reserva Costera Valdiviana 2015-2020. The Nature Conservancy, Valdivia, Chile. 58 p.
- Silva-Rodríguez EA, E Ovando, D González, B Zambrano, MA Sepúlveda, GL Svensson, R Cárdenas, P Contreras, AA Farías. 2018. Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology* 92: 45-53.
- Silva-Rodríguez EA, L Pezoa, P Contreras, E Ovando, D González, A Aleuy, C Napolitano, MA Sepúlveda. 2019. Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. In Smith-Ramírez C, F Squeo eds. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Universidad de Los Lagos, Chile. p. 361-382.
- Silvy NJ. 2020. The Wildlife Techniques Manual. Baltimore, Estados Unidos. JHU Press. 3476 p.
- TNC. 2021a. Plan de Conservación Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. 252 p.
- TNC. 2021b. Plan de Manejo Reserva Costera Valdiviana 2021-2026. The Nature Conservancy (TNC), Valdivia, Chile. 124 p.
- Tourani M, EN Brøste, S Bakken, J Odden, R Bischof. 2020. Sooner, closer, or longer: detectability of mesocarnivores at camera traps. *Journal of Zoology* 312(4): 259-270. <https://doi.org/10.1111/jzo.12828>
- Vásquez-Ibarra V, EI Cortés, EA Silva-Rodríguez. 2021. Tutorial para la clasificación de imágenes obtenidas a través de monitoreos mediante cámaras trampa.
- Young HS, JD McCauley, M Galetti, R Dirzo. 2016. Patterns, causes and consequences of contemporary defaunation. *Ann Rev Ecol Evol Syst* 47(1): 333–358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054>

ANEXOS

Anexo 1. Ficha registro de instalación y retiro de cámaras trampa

FICHA DE REGISTRO INSTALACIÓN TRAMPAS CÁMARAS									
Código Grilla	Cód. Cámara	Fecha		Hora		Modelo cámara			
		/ /		:					
Ubicación equipo (UTM WGS84)		X		Y		Altitud			
Programación e instalación	Número de disparos		Distancia det. sensor		Nivel batería		Altura cámara		
	Tiempo entre fotos		Sensibilidad						
	Dirección cámara		NV shutter		Infrarrojo				
Descripción del sitio	Ecosistema		Distancia camino/sendero		Densidad vegetación				
	Bosque Siempreverde		En camino		Muy Alta				
	Alerce		Menor 50m		Alta				
	Eucalipto		Mayor 50m		Media				
	Otro:		Sendero frente a cámara		Baja				
		SI _____ NO _____		Muy Baja					
Observaciones:			Iniciales de quienes instalan				Chucaos _____		
							Rayadito _____		
							Picaflor _____		
							Colilarga _____		
						Hued _____			
						Zorzal _____			
						Fío fío _____			
						Comesebo _____			
Instalación de atractor	Fecha	Tipo de atractor		Código de cámara	Número de disparos	Nivel batería	Iniciales de quienes instalan atractor		
		Pollo							
		Comercial							
REGISTRO RETIRO CÁMARAS									
Estado del Equipo:		Fecha		Hora		Número de disparos		Nivel batería	
Sin novedad									
Sin batería									
Tarjeta llena		/ /		:					
Filtrar agua		Iniciales de quienes retiran:							
Pilas dañadas		Estado pollo:		No está _____ Sin olor _____		Olor débil _____		Con olor _____	
Pérdida		Observaciones:					Chucaos _____		
Apagado							Hued _____		
No funciona							Rayadito _____		
Daño externo							Zorzal _____		
Movida							Fío fío _____		
		Colilarga _____		Comesebo _____					

Anexo 2. Modelos adicionales evaluados.

Anexo 2a. Se presentan estimadores y error estándar (SE) del segundo mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2021. Modelo que no incorpora covariables de detección y ocupación.

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,479	0,426	0,26
<i>p</i>	Intercepto	-2,02	0,21	<0,001

Anexo 2b. Se presentan estimadores y error estándar (SE) del segundo mejor modelo seleccionado para pudú del periodo de monitoreo 2022. Modelo que no incorpora covariables de detección y ocupación.

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,114	0,379	0,764
<i>p</i>	Intercepto	-1,970	0,213	<0,001

Anexo 2c. Se presentan estimadores y error estándar (SE) del segundo mejor modelo seleccionado para güiña del periodo de monitoreo 2022. Modelo que incorpora la covariable de detección (*~pollo*).

Parámetro		Estimador	SE	P- valor
Psi	Intercepto	0,452	0,377	0,23
<i>p</i>	Intercepto	-2,07	0,244	<0,001
	Pollo	0,425	0,288	0,14

Anexo 3. Tablas adicionales.

Anexo 3a. Porcentaje de ocupación y probabilidad de detección para güiña, pudú y zorro chilote dentro de 60 días para los años 2015 – 2019. Tabla modificada de Riquelme (2020).

Especie	Año	$\Psi(\text{Naïve})$	Ψ	IC (Ψ)	P	IC (p)
Güiña	2015	0,55	0,7	0,48 - 0,86	0,16	0,11 - 0,21
	2016	0,51	0,65	0,45 - 0,80	0,17	0,12 - 0,23
	2017	0,59	*	*	*	*
	2018	0,51	0,71	0,45 - 0,88	0,14	0,10 - 0,21
	2019	0,5	0,69	0,43 - 0,86	0,15	0,11 - 0,22
Pudú	2015	0,45	0,52	0,37 - 0,67	0,21	0,16 - 0,28
	2016	0,46	0,6	0,40 - 0,77	0,17	0,12 - 0,23
	2017	0,52	0,67	0,46 - 0,82	0,15	0,11 - 0,20
	2018	0,45	0,62	0,40 - 0,80	0,16	0,11 - 0,23
	2019	0,3	0,53	0,24 - 0,80	0,1	0,05 - 0,19
Zorro chilote	2015	0,11	0,12	0,05 - 0,24	0,28	0,18 - 0,41
	2016	0,05	-	-	-	-
	2017	0,1	0,12	0,05 - 0,26	0,18	0,09 - 0,32
	2018	0,07	-	-	-	-
	2019	0,08	-	-	-	-

Donde Ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, Ψ porcentaje de ocupación corregido, IC (Ψ) intervalo de confianza al 95 % de porcentaje de ocupación, P probabilidad de detección y IC(p) intervalo de confianza de probabilidad de detección. (*) Modelo no convergió. (-) Probabilidades de detección < 0,1.

Anexo 3b. Resumen de porcentaje de ocupación no corregida ψ (Naïve) para perro doméstico y ganado 2015 – 2019 dentro de 60 días. Tabla modificada de Riquelme (2020).

Especie	Año	ψ (Naïve)
Perro doméstico	2015	0,13
	2016	0,12
	2017	0,15
	2018	0,13
	2019	0,04
Ganado	2015	0,13
	2016	0,07
	2017	0,07
	2018	0,09
	2019	0,04

Donde ψ (Naïve) corresponde a porcentaje de ocupación sin corrección, ψ porcentaje de ocupación corregida.

Original Contribution

Invasive American Mink: Linking Pathogen Risk Between Domestic and Endangered Carnivores

Maximiliano A. Sepúlveda,^{1,6} Randall S. Singer,^{1,2} Eduardo A. Silva-Rodríguez,³ Antonieta Eguren,⁴ Paulina Stowhas,⁵ and Katherine Pelican¹

¹College of Veterinary Medicine, University of Minnesota, St. Paul, MN

²Instituto de Medicina Preventiva Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

³Departamento de Ecología y Biodiversidad, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile

⁴Center for African Studies & Center for Latin American Studies, University of Florida, Gainesville, FL

⁵Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad Mayor, Santiago, Chile

⁶Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, P.O. Box 114-D, Santiago, Chile

Abstract: Infectious diseases, in particular canine distemper virus (CDV), are an important threat to the viability of wild carnivore populations. CDV is thought to be transmitted by direct contact between individuals; therefore, the study of species interactions plays a pivotal role in understanding CDV transmission dynamics. However, CDV often appears to move between populations that are ecologically isolated, possibly through bridge hosts that interact with both species. This study investigated how an introduced species could alter multihost interactions and act as a bridge host in a novel carnivore assemblage of domestic dogs (*Canis familiaris*), invasive American mink (*Neovison vison*), and threatened river otters (*Lontra provocax*) in southern Chile. We found that rural dogs interact with mink near farms whereas in riparian habitats, minks and river otters shared the same latrines with both species visiting sites frequently within time intervals well within CDV environmental persistence. No interactions were observed between dogs and otters at either location. Both dog and mink populations were serologically positive for CDV, making the pathogen transfer risk to otters a conservation concern. Altogether, introduced mink in this ecosystem have the potential to act as bridge hosts between domestic dogs and endangered carnivores.

Keywords: bridge host, *Neovison vison*, *Lontra provocax*, *Canis familiaris*, interactions, distemper

INTRODUCTION

Infectious diseases are a growing threat for biodiversity conservation (Daszak et al. 2000; Lafferty and Gerber 2002). In recent years, several lines of evidence strongly suggest that a wide range of species, from plants (Anderson

et al. 2004) to bats (Blehert et al. 2009), and from amphibians (Skerratt et al. 2007) to large carnivores (Murray et al. 1999) are suffering important population setbacks due to the emergence or reemergence of infectious diseases. Anthropogenic change is thought to be an important driver of infectious disease emergence (Daszak et al. 2000; Dobson and Foufopoulos 2001; Woolhouse and Gowtage-Sequeria 2005). Most research to date has focused on how human encroachment into natural habitats and

Correspondence to: Maximiliano A. Sepúlveda, e-mail: maximiliano.sepulveda@gmail.com

habitat degradation alters human–wildlife contact (e.g., bushmeat hunting, urbanization) (e.g., Brashares et al. 2004; McDonald et al. 2008). One anthropogenic driver that bears further consideration and investigation is the impact that invasive species may have on disease risk for vulnerable wildlife.

Invasive species can carry diseases of concern to vulnerable wildlife when they move into their habitat (Daszak et al. 2001; Hatcher et al. 2012). Therefore, they pose a risk for disease transfer to wildlife populations. Well-documented cases include the transmission of parapox virus from invasive gray squirrels (*Sciurus carolinensis*) to red squirrels (*S. vulgaris*) in the United Kingdom (Tompkins et al. 2003), or the fungal pandemic, *Batrachochytrium dendrobatidis*, in amphibians associated with the global trade of African clawed frogs (*Xenopus laevis*) (Weldon et al. 2004). In some cases, disease transmission may be direct as the introduced species invades the native species' habitat (Tompkins et al. 2003; Weldon et al. 2004). However, the arrival of invasive species could also alter the dynamics of interactions within the host communities and therefore have consequences in terms of the risk of multi-host pathogen disease transfer. This is of major interest when two species that are segregated in terms of habitat use and have few interactions become functionally connected by a third species whose new habitat preferences overlap the two otherwise unconnected populations. This, in turn, would create new multihost pathogen dynamics with the invasive species potentially acting as a bridge host between the two populations. A “bridge host” (or bridging host) is a host that allows disease transmission between two otherwise unconnected host populations or, more generally, between transmission cycles (see also Jenkins et al. 2011).

Domestic animals also play an important role in infectious disease dynamics. In some regions, domestic animals can reach high densities due to anthropogenic food resources, shelter, and veterinary care (Diamond and Ordunio 1997; Wolfe et al. 2007). Therefore, domestic animals may act as amplifiers of infectious diseases and serve as a source of pathogen spill-over for diseases that could not otherwise be maintained by rare native species (Grenfell and Dobson 1995; Woodroffe 1999). Pathogen spill-over can occur in two directions when domestic animals and wild species are in close proximity (Lembo et al. 2008). Disease transmission can occur from wildlife to domestic animals when wildlife abundance is artificially high as with transmission of bovine tuberculosis between food supplemented deer and domestic cattle in Michigan

(Schmitt et al. 2002) or the emergence of Hendra virus associated with the dramatic increase in urban flying fox colonies in Australia and transmission to domestic horses (Plowright et al. 2011). Disease spill-over can also occur from domesticated animals to wildlife (e.g., Woodroffe 1999; Daszak et al. 2000; Lembo et al. 2008). When this situation occurs in areas of importance for wildlife conservation, domestic animals can be a potential risk for threatened species. Examples include the transmission of *Toxoplasma gondii* from domestic cats (*Felis catus*) to sea otters (*Enhydra lutris*) (Miller et al. 2002), rabies from domestic dogs (*Canis familiaris*) to Ethiopian wolves (*Canis simensis*) (Sillero Zubiri et al. 1996), or *Pasteurella* sp. from domestic sheep (*Ovis aries*) to bighorn sheep (*O. canadensis*) (Foreyt and Jessup 1982).

One of the multihost pathogens of major concern for wild carnivores is the canine distemper virus (CDV). CDV is a morbillivirus that infects most mammalian carnivores and is characterized by its high lethality (Appel 1987; Deem et al. 2000). In recent years, CDV has been recognized as an important threat to wildlife since outbreaks have been implicated in declines of threatened and charismatic species such as the gray wolf (*Canis lupus*) (Almberg et al. 2012), black-footed ferret (*Mustela nigripes*) (Williams et al. 1988), African wild dog (*Lycaon pictus*) (Alexander and Appel 1994), or African lion (*Panthera leo*) (Roelke-Parker et al. 1996). Transmission of CDV is thought to be primarily through direct contact, but under test conditions, the virus can survive from a few hours at 25°C to 14 days at 5°C (Shen and Gorham 1980). Transmission generally occurs through oronasal secretion but all bodily fluids can carry the virus (Haas and Barrett 1996) and can reach high levels in urine (Elia et al. 2006; Saito et al. 2006) and feces (Acton 2007). In wildlife, short-term indirect transmission through fomites has been postulated as a source of transmission with examples including lions and hyenas sharing carcasses (Craft et al. 2011) or virus survival in an underground burrow of the black-footed ferret (Thorne and Williams 1988). To our knowledge, the relative importance of fomites in CDV transmission or indirect transmission has not been studied.

We studied the dynamics of interactions and the risk of CDV transmission among three sympatric carnivore species in southern Chile: domestic dogs, invasive American minks (*Neovison vison*), and endemic Southern river otters (*Lontra provocax*). Our study was conducted in an area characterized by a temperate climate where the survival of CDV in the environment should be long. The Southern river

otter is classified as an endangered species (Sepúlveda et al. 2008) due to habitat degradation and human disturbance (Medina 1996; Medina-Vogel et al. 2003; Sepúlveda et al. 2007, 2009). Domestic dogs in southern Chile are common and are used for farm animal protection and household guarding (Sepúlveda et al. 2014). Rural dogs spend most of their time near human houses (Sepúlveda 2013), whereas otters rarely move away from rivers (Sepúlveda et al. 2007). Thus, dogs and otters should have a low interaction risk. The American mink was introduced to Chile and Argentina in the 1960s and escapees invaded southern South America (from 39° S to Tierra del Fuego) (Jaksic 1998; Jaksic et al. 2002). Mink use both aquatic and terrestrial habitats (Dunstone 1993). Minks visit otter latrines (Rodríguez-Jorquera and Sepúlveda 2011), and also get close to human houses—and consequently dogs—in rural areas of the region (Sepúlveda et al. 2014). We hypothesized that mink is an effective bridge host species that increases the risk of transmission of pathogens such as CDV from dogs to otters. To test this hypothesis, we used interviews and camera traps to determine dog–mink–otter interactions in areas surrounding farms and along the margin of rivers. At the same time, we tested mink and dogs for CDV titers to determine if these populations had been exposed to the virus.

METHODS

Study Area

The study was conducted in the Valdivian Temperate Forests of Southern Chile, specifically in the Chaihuín and Colún rivers (39°52'S, 73°25'W) (Fig. 1). The study site included areas surrounding the Alerce Costero National Park (24,694 ha; ACNP) and the Valdivian Coastal Reserve (50,530 ha; VCR). Near the border of these protected areas and along the Chaihuín River are the villages of Chaihuín (more connected to towns) and Cadillal Alto (more isolated) (Fig. 1). Mean annual rainfall is 2,500 mm and annual average temperature is 12°C (average minimum of the coldest month of the year: 5°C; average maximum of the hottest month of the year: 17°C) (Luebert and Plischoff 2005).

Measuring Inter-species Interactions

Interactions among the three species were assessed at two locations: (1) around households where domestic dogs

spend most of their time (Sepúlveda 2013), and (2) in riparian habitats where otters are likely to occur (Sepúlveda et al. 2007). To address interactions around households, we interviewed dog owners about dog–wildlife interactions. During January 2010, we interviewed 52 households in the area to determine: (1) the proportion of dog owners that observed at least one mink or otter around their households during the previous year, and (2) whether the dog owner observed at least one interaction between dogs and mink or dogs and otters. Dog–mustelid interactions reported by farmers were defined as those where the interviewee observed an actual contact such as a dog killing or harassing mustelids (see also Sepúlveda et al. 2014).

We used camera traps to determine if mink or dogs were interacting with river otters in riparian habitat. Specifically, we compared the frequency of dog, mink, and otter visits to otter latrines against visits to random sites along the edge of the river. We deployed 91 camera traps between December 2010 and April 2011 (Bushnell Trophy Cam, Bushnell Corporation, and Capture IR, Cuddeback) along the Chaihuín River ($n = 46$) and Colún River ($n = 45$) covering a total of 20 km of river. Cameras were removed and installed in a new location after approximately 16 days. Camera traps were set on all latrine sites ($n = 37$) that were previously located through an intensive survey of the riverbanks of both rivers (minimum distances between latrines: 55 and 69 m for Chaihuín and Colún rivers, respectively). We deployed camera traps during four trapping periods. We placed cameras at latrines and matched random sites using a subset of randomly selected sites during each trapping period until all selected sites were covered. Because otters spend most of their time within 10 m of rivers (Sepúlveda et al. 2007), 54 cameras were placed in randomly generated locations within 5 m from the shore and with at least 200 m between camera traps, including distance to latrine sites. At each camera site, we visually estimated the percentage of understory (<1 m height) within a 5-m radius pivoting around the spot pointed by the camera, which in the case of latrines was the point with most otter signs (modified from Depue and Ben-David 2010).

We defined interactions as two different species using the same site within a time interval between visits <14 days (survival of virus in cold environment, Shen and Gorham 1980). We considered that otter latrines might increase the risk of indirect CDV transmission because otters concentrate scent marking at those sites (Kruuk 2006), and our preliminary observations strongly suggested

that other carnivores also used otter latrines. Scent marking involves behaviors such as sniffing, rolling, defecating, and urinating (Macdonald 1985), which may increase disease risk.

Mink Site Selection and Disease Transmission Risk

We used a negative binomial regression (Hilbe 2011) where the number of mink visits to a site was the response variable to test whether minks were selecting otter latrines. To account for the fact that some minks spent several minutes at the same trap site, we considered independent events those that were at least 3 h apart at the same site. We used the time of camera monitoring (days in log scale) as an offset because the duration of monitoring period varied by camera. We used four predictor variables to determine the probability of a mink visiting a particular site: type of site (latrine or random), understory vegetation (%), number of otter visits, and river site (Chaihuín River or Colún River). We used the number of otter visits to a site because we predicted that mink visits could be negatively affected if the particular site was also used by an otter (i.e., intraguild killing) (Donadio and Buskirk 2006; Simpson 2006). Understory vegetation and river site (Chaihuín or Colún) were included as habitat covariates. Model output was expressed as the incidence rate ratio (IRR), which corresponds to the ratio of the incidence rate (number of new mink visits) for a particular group (i.e., random site), divided by the incidence rate in the other group (i.e., latrine site) (Hilbe 2011). For model selection purposes we used the combination of all possible additive models considering the four predictor variables and the intercept only model. Models were ranked by AIC criteria corrected for small sample size (AICc). Selected models were those with a $\Delta AICc < 2$ (Burnham and Anderson 2002). We assessed the fit of the best model using χ^2 goodness of fit.

To determine the number of interactions with potential risk of CDV transmission among species, we quantified the number and time interval between visits of different species at each camera site. Mean, median, and range of days between visits were calculated in the following indirect interactions between species: mink followed by otter (mink $\rightarrow$ otter), otter followed by mink (otter $\rightarrow$ mink), dog followed by mink (dog $\rightarrow$ mink), mink followed by dog (mink $\rightarrow$ dog), dog followed by otter (dog $\rightarrow$ otter), and otter followed by dog (otter $\rightarrow$ dog).

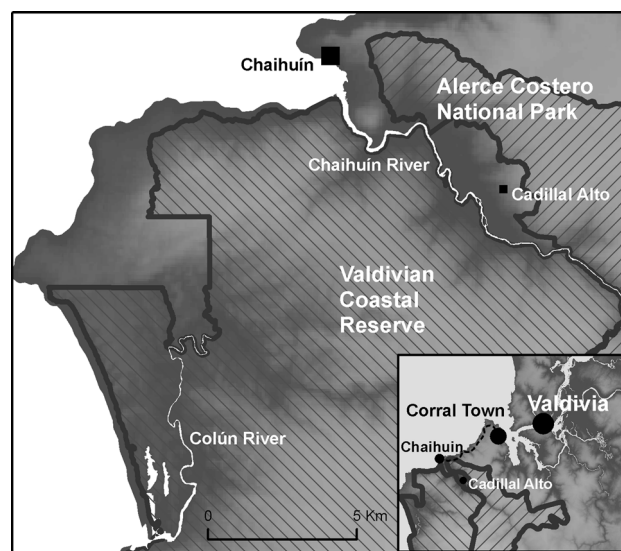


Figure 1. Study area showing the location of the Colún and Chaihuín rivers where camera traps were set up, and the location of the human settlements Chaihuín and Cadillal Alto, where domestic dogs were sampled for CDV testing. We collected serum samples from American mink in the Chaihuín river. *Inset map* shows the location of the study area in relation major human settlements including the city of Valdivia.

CDV Serology

Mink and dogs were tested for CDV antibody titers to specifically characterize the CDV disease transmission risk to otters. Between November 2009 and February 2010, we captured American minks ($n = 26$) at the Chaihuín River (Fig. 1) using cage traps (Tomahawk®, WI, USA). Traps were placed along a 10-km stretch of riverbank, baited with mackerel fish or chicken and checked twice per day for mink captures. All traps were located within 10 m of the shore with at least ~ 200 m between traps. Animals were sedated in the trap using an adapted protocol from Fournier-Chambrillon et al. (2003) with a combination of 10 mg/kg of ketamine (Ketamil®, 100 mg/ml, Ilium, Troy Laboratories, NSW 2164, Australia) and 0.025 mg/kg of medetomidine (Domitor®, 1 mg/ml, Pfizer, Madrid 28002, Spain) intra-muscularly. Once sedated, a 1.0 ml blood sample was collected via venipuncture of the jugular vein, placed in a serum-separating tube, and held at room temperature until processing. After sampling and data collection, the anesthesia was reversed with the antagonist Atipamezole (0.125 mg/kg i.m., Antisedan®, Pfizer, Madrid 28002, Spain) administered intra-muscularly. We considered mink to be juveniles when they had adult teeth

without abrasion and tartar, and adults otherwise (Fournier-Chambrillon et al. 2004).

In March 2010, we drew blood from at least one adult (>5 months) dog ($n = 60$) at each household sampled in Chaihuín and Cadillal Alto villages. Any household reporting a history of canine distemper vaccinations, including owners reporting vaccinations without specific knowledge of the type of vaccine (i.e., rabies or distemper) was excluded as well. This also applied to any dogs <5 months old to avoid false positives due to vaccine-induced or maternal antibodies (Chappuis 1998). Dog identification and age were provided by owners. Owners were also asked to characterize dogs into one of two categories: unrestricted (100% free roaming) or restricted (dogs kept some or all of the time indoors, in pens or on chains). Dogs were manually restrained and 2 ml of blood was drawn from the cephalic vein. Blood was processed as described for minks.

Dog and mink samples were transported to a field laboratory and centrifuged within 6 h of collection and serum transferred by pipetting to Eppendorf tubes to be stored. Both mink and dog serum samples were stored in a -18°C freezer in the field laboratory, transported on ice packs to the United States and stored at -70°C in a freezer prior to submission to the Veterinary Diagnostic Laboratory at Colorado State University. Seropositivity to CDV was analyzed using a microneutralization test (Appel 1987). Because the CDV serum test was not validated for mink we compared two cut-off values of 1:8 and 1:16 based on values used in previous studies (Almberg et al. 2009; Gowtage-Sequeira et al. 2009; Prager et al. 2013). For the dog serum samples, we used the recommendation of the laboratory, and a titer of $\geq 1:4$ was considered positive.

The association of seropositivity of CDV with identified risk factors was determined for dogs for the following variables: Age (juvenile: defined as ≤ 2 ; otherwise adult), site (Chaihuín or Cadillal), and dog management category (100% free roaming; otherwise restricted). Risk factors were determined using logistic regression (Agresti 2002). In this case, we were interested to test the association of predictors to CDV seropositivity from the global model without performing a model selection process. We assessed the goodness of fit of the model through the unweighted sum of squares test (Hosmer et al. 1997). Risk factors associated with CDV in mink were not determined because of the limited sample size ($n = 23$). Statistical analyses were performed using the software R (R Development Core Team 2011) using an α level = 0.05.

RESULTS

During the year prior to the interviews, 23% of respondents observed mink close to their households. Of these mink sightings, 42% involved at least one dog–mink interaction. Two dog–mink interactions resulted in the mink being killed by the dogs while in the remaining cases the mink escaped. In contrast, only 6% of dog owners saw southern river otters and none observed dog–otter interactions.

Minks, otters, and dogs were detected at 30, 17, and 3 camera sites, representing 97, 31, and 4 independent visits to these sites, respectively. The likelihood of mink visiting camera sites was influenced by site type (latrine/random) and river system (Chaihuín/Colún) based on a positive IRR (Table 1). Mink were more than four times more likely/day of camera trapping to visit a latrine site than a random site and nearly five times more likely/day of camera trapping to be seen at the Chaihuín camera trapping sites versus the Colún sites (Table 1). Habitat site characteristic (% understory vegetation) was not correlated to the number of mink visits to camera trap sites. Even though the numbers of otter visits were included in the second AIC model (Table 1), it did not have an association with the predictor variable as confidence intervals included the value 1.0.

All otter detections occurred at latrines. Co-use of sites by carnivores was detected at 10 camera sites. Of these, otters and minks were co-using eight camera sites, all of these latrines, representing 22.2% of the latrines surveyed and 47% of latrines visited by otters. Mink and dogs co-used two sites: one random and one latrine. In contrast, we did not detect co-use of any site by dogs and otters, although a dog was detected at a latrine. Cross-carnivore interactions were detected at camera trap sites between otter $\rightarrow$ mink, mink $\rightarrow$ otter, and dog $\rightarrow$ mink (Table 2; Fig. 2). In addition, the median and average time between these interactions ranged from 1.2 to 1.7 days, well within the range of CDV environmental survival estimates (Table 2). We did not detect mink $\rightarrow$ dog or dog $\rightarrow$ otter interactions.

We captured 26 different minks in 49 trapping days representing 1,211 trap nights. Of these mink serum samples, three were not analyzed due to insufficient volume. Overall, CDV seroprevalence in mink was 39.1% (95% CI 20.4–61.2) using a titer cut-off of 1:8 and 21.7% (95% CI 8.2–44.2) using the 1:16 cut-off. Two mink cubs (<3 months) had positive CDV titers (1:16 and 1:512).

A total of 59 dogs were sampled for CDV testing. For dogs across all sites and ages, CDV seroprevalence was

Table 1. Model Selection for Variables Expected to Influence the Visitation of Minks

Model	K	AICc	Δ	w_i	Site (latrine)	River (Chaihuín)	Otter
Site + river	3	228.6	0.00	0.42	4.0 (1.4–13.7)	4.7 (1.6–15.8)	–
Site + river + otter	4	230.5	1.87	0.16	4.3 (1.4–15.0)	4.5 (1.5–15.4)	0.9 (0.5–1.6)

Models with little support ($\Delta\text{AICc} > 2$) are not shown. Parameter estimates are shown as incidence rate ratio and confidence intervals (in parenthesis) are shown for site (latrine/random), the river (Chaihuín/Colún), and for the number of otter visits (otter).

Table 2. Time Intervals of Different Directional Interactions Between Otter, Minks, and Dogs Detected at Camera Traps

	Mink → otter	Otter → mink	Dog → mink	Mink → dog	Dog → otter	Otter → dog
Number of events	8	6	2	0	0	0
Average (days)	4.0	3.9	1.2	–	–	–
Median (days)	1.7	1.5	1.2	–	–	–
Range (days)	0.6–16.5	0.6–4	0.2–2.3	–	–	–

Arrow indicates the sequence of the interaction between the indicated species.

41.6% (95% CI 29.3–55.0). Significant predictors of positive CDV titers in dogs were age, with older dogs having higher CDV prevalence than younger dogs, and river site, with dogs from Chaihuín having higher CDV seroprevalence than the more isolated Cadillal Alto (Table 3). There was no evidence supporting an effect of roaming restriction (Table 3). Four seropositive juvenile dogs (<2 years old) had titers ranging from 1:16 to 1:1,024.

DISCUSSION

Our study suggests that invasive species can theoretically increase disease risk to native species by acting as a “bridge host” between otherwise isolated native and domestic animals (Fig. 3). The diagnosis of CDV in urban dogs in Chile is common (López et al. 2009; Acosta-Jamett et al. 2011) including Valdivia, a city located close to the study site (Ernst et al. 1987). Furthermore, growing evidence suggests that it is also frequent in rural areas (Acosta-Jamett et al. 2011, this study). Dogs and otters were neither reported nor detected interacting in either the peri-farm or the river habitat, thus suggesting that these interactions are infrequent. In contrast, the introduced American mink interacted directly (harassment) and indirectly (co-use of latrines) with both otters and dogs. Furthermore, we recovered two mink carcasses, and the cause of deaths was attributed through necropsy to dog and river otter attacks, respectively (Sepúlveda pers. obs.). Indirect interactions in

latrines were separated by a median of approximately 2 days, an interval during which pathogens such as CDV can remain viable in the environment (Shen and Gorham 1980). This kind of co-use is comparable to other documented indirect interaction risks like sharing carcasses (Craft et al. 2011) and could lead to disease transmission through fomites.

Mink–other carnivore interactions were driven by different processes in the peri-farm and river systems. On farms, interactions were driven by dog–mink conflict and livestock guarding behavior (Sepúlveda et al. 2014), as previously reported in Spain (Zuberogoitia et al. 2006). Along rivers, minks showed clear preference for otter latrines relative to random sites (Table 1). Furthermore, there seem to be potential cross-species marking behaviors with mink marking closely following otter marking and vice versa (Fig. 2). Alternatively, both species could be selecting the same marking sites because of favorable habitat conditions for marking, likely the basis for the latrine site being established in the first place. Independent of its ultimate causes, this kind of cross-species interaction behavior merits further study as a mechanism of disease transmission particularly in multihost disease systems.

To our knowledge, this is the first study documenting serological evidence of CDV in invasive minks in South America. The seroprevalence of CDV is similar to that observed in the domestic dog population in the region. Acknowledging the limitations of the use of serology as an indicator of infection (Gilbert et al. 2013), we can conclude



Figure 2. Co-occurrence of American mink and Southern river otters at otter latrine sites. **a** Mink visiting otter latrine (time 0), **b** otter visiting the same latrine depicted in **a** (time interval 2.7 days).

c Mink visiting an otter latrine (time 0), **d** otter visiting the same latrine depicted in **c** (time interval 1.3 days).

Table 3. Multivariable Logistic Regression Results of Risk Factors Associated with CDV Antibodies in Serum Samples from Owned Dogs ($n = 59$) Using Seroneutralization Test in Chaihuín River, Chile

	Positive	Negative	OR (95% CI)	<i>P</i> value
Location				
Chaihuín	22	22	1	
Cadillal	3	12	0.20 (0.04–0.79)	0.0328
Age				
Adult	21	20	1	
Juvenile	4	14	0.23 (0.05–0.82)	0.0319
Dog roaming				
Restricted	3	5	1	
Unrestricted	22	29	1.39 (0.27–8.12)	0.6911

Goodness of fit for the model was adequate (P 0.57).

that CDV is circulating in the ecosystem in both wild and domestic species. This represents a major risk to endangered species that are present in the area such as the river

otter and the recently discovered population of the critically endangered Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) (Farías et al. 2014).

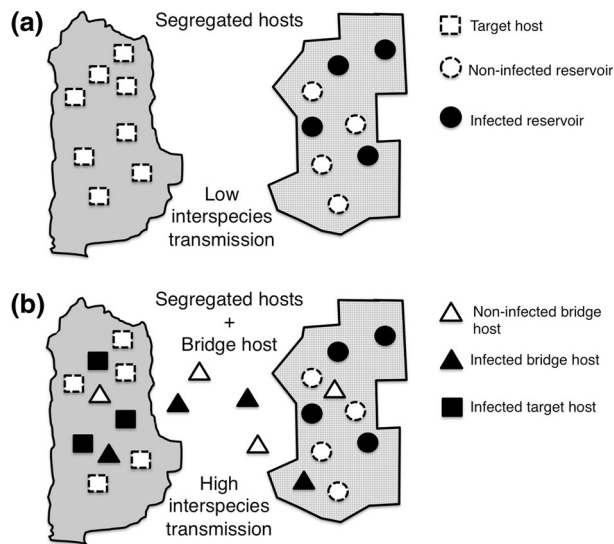


Figure 3. Schematic representation of the “bridge host” concept in a multihost pathogen system. **a** Represents a host community where the target and reservoir host are segregated and therefore there is a low risk of disease transmission. **b** Represents the same host community but adding the invasive “bridge host”. The range of the new host overlaps the ranges of the formerly segregated hosts facilitating disease transmission from the reservoir to the target host.

Although we did not sample otters, the high seroprevalence detected in mink, and the high contact rates between both species, suggest that otters may have also been exposed to this virus. Mustelids, such as the black-footed ferret, are highly sensitive to CDV (Thorne and Williams 1988; Deem et al. 2000) and in Florida, a CDV outbreak affected a threatened population of American mink (*N. vison evergladensis*) (Cunningham et al. 2009). In the case of otters, CDV antibodies have been described in the American river otter (*Lontra canadensis*) (Kimber et al. 2000), and CDV-caused mortality in Eurasian otters (*Lutra lutra*) and Asian clawless otter (*Aonyx cinereus*) has been reported both in captive and wild populations (Geisel 1979; Madsen et al. 1999; Mos et al. 2003; De Bosschere et al. 2005) providing evidence that CDV is an actual threat to otters. In the ecosystem we studied, the only previous accounts of CDV in wild carnivores is a clinical case of CDV in a chilla fox (*Lycalopex griseus*) (Gonzalez-Acuña et al. 2003). In addition, the death of three Darwin’s foxes was likely caused by CDV (Jiménez et al. 2012). In light of this evidence, we suggest that CDV is an important threat for some of the endemic carnivores that inhabit the area.

Considering the conservation status of the Southern river otter (Sepúlveda et al. 2008) and the Darwin’s fox

(Jiménez et al. 2008), we propose a precautionary management of CDV in this ecosystem. Domestic dogs are an important and abundant host reservoir of CDV (Cleaveland et al. 2000; Acosta-Jamett et al. 2011; but see Prager et al. 2013), thus, it is important to vaccinate dogs against CDV (Cleaveland et al. 2006) and approaches such as vaccination ring campaigns should be given priority. Furthermore, CDV seroprevalence in dogs was lower in the more isolated settlement, suggesting that urban areas are a source of distemper in this region as previously reported (Acosta-Jamett et al. 2011). Controlling the immigration of dogs to the area may be an important strategy in reducing the incidence of CDV. Vaccination of otters and other endangered carnivores is probably not feasible given the difficulties and dangers involved in trapping rare and secretive species. In addition to managing the dogs, we recommend monitoring and controlling mink. Even if contact rates between otters and dogs are low in the study area, mink are likely to facilitate the transmission of CDV between dogs and otters. This, in addition to other known impacts of mink on native fauna (Schüttler et al. 2009; Jiménez et al. 2013), could warrant mink control programs in sensitive areas. Minks could also be used as pathogen sentinels to obtain a better understanding of CDV and other pathogens in this environment. Minks, unlike otters and other native carnivores, have high abundances and are relatively easy to capture and sample compared to native species such as the southern river otter (Sepúlveda et al. 2007, 2011). If campaigns to control mink (e.g., culling) are implemented, managers should be aware of potential consequences since reductions in carnivore densities can disrupt territorial structures resulting in an influx of new individuals and potentially increasing inter-species interactions and disease transmission (Hutchings and White 2000; White et al. 2008).

Overall, our study reveals how an introduced species can alter multihost interactions and in theory act as a bridge host between common domestic species and rare native wildlife. Cross-species behavioral scent marking was a particularly interesting finding that should be further investigated as a means of indirect disease transmission among species. In the future, understanding these kinds of indirect interactions within and between species will be important to better manage disease transmission risk in wildlife and domestic animals. This further emphasizes the importance of understanding the role of behavior in carnivore interactions and their consequences for multihost pathogen dynamics.

ACKNOWLEDGMENTS

Financial support for this study was provided by a grant from the Morris Animal Foundation (Award Number D10ZO-057), the University of Minnesota Grant-in-Aid program, Panthera Foundation, the Wildlife Without Borders program of the U.S. Fish & Wildlife Service. The authors wish to thank O. Aleuy, A. Espinoza, E. Garde, G. Pérez, R. Jara, M. Paredes, M. Rojas, C. Sanchez, and all the volunteers for their work during field data collection. Thanks to P. Contreras for collaboration in Fig. 1 creation. We thank The Nature Conservancy for their logistical support supplied by their park rangers as well as the administrative support provided by the Comité Pro-Defensa de la Fauna y Flora. M.A.S and E.A.S were funded by a Fulbright-CONICYT grant. This study was approved by the Bioethical Committee of the University of Minnesota (Code Number: 0906A67145) and by the Institutional Review Board at the University of Minnesota (1304E31141). Mink capture and sampling were authorized by Servicio Agrícola y Ganadero (9 de Octubre 2009, Permit No. 6171).

REFERENCES

- Acosta-Jamett G, Chalmers WSK, Cunningham AA, Cleaveland S, Handel IG, Bronsvort BMD (2011) Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152:247–257
- Acton AEB (2007) Evaluation of noninvasive molecular monitoring for fecal pathogens among free-ranging carnivores. PhD Dissertation, North Carolina State University, NC, p 149
- Agresti A (2002) *Categorical Data Analysis*, Hoboken: Wiley, Inc.
- Alexander KA, Appel MJ (1994) African wild dogs (*Lycaon pictus*) endangered by a canine distemper epizootic among domestic dogs near the Masai Mara National Reserve, Kenya. *Journal of Wildlife Diseases* 30:481–485
- Almberg E, Mech L, Smith D, Sheldon J, Crabtree R (2009) A serological survey of infectious disease in Yellowstone National Park's canid community. *PLoS ONE* 4:e7042
- Almberg ES, Cross PC, Dobson AP, Smith DW, Hudson PJ (2012) Parasite invasion following host reintroduction: a case study of Yellowstone's wolves. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367:2840–2851
- Anderson PK, Cunningham AA, Patel NG, Morales FJ, Epstein PR, Daszak P (2004) Emerging infectious diseases of plants: pathogen pollution, climate change and agrotechnology drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 19:535–544
- Appel MJG (1987) Canine distemper virus. In: *Virus Infections of Carnivores*, Appel MJG (editor), Amsterdam: Elsevier, pp 133–159
- Bleher DS, Hicks AC, Behr M, Meteyer CU, Berlowski-Zier BM, Buckles EL, et al. (2009) Bat white-nose syndrome: an emerging fungal pathogen? *Science* 323:227
- Brashares JS, Arcese P, Sam MK, Coppolillo PB, Sinclair AR, Balmford A (2004) Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science* 306:1180–1183
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multi-model Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, New York: Springer
- Chappuis G (1998) Neonatal immunity and immunisation in early age: lessons from veterinary medicine. *Vaccine* 16:1468–1472
- Cleaveland S, Appel MGJ, Chalmers WSK, Chillingworth C, Kaare M, Dye C (2000) Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology* 72:217–227
- Cleaveland S, Kaare M, Knobel D, Laurenson MK (2006) Canine vaccination—providing broader benefits for disease control. *Veterinary Microbiology* 117:43–50
- Craft ME, Volz E, Packer C, Meyers LA (2011) Disease transmission in territorial populations: the small-world network of Serengeti lions. *Journal of the Royal Society Interface* 8:776–786
- Cunningham MW, Shindle DB, Allison AB, Terrell SP, Mead DG, Owen M (2009) Canine distemper epizootic in Everglades mink. *Journal of Wildlife Diseases* 45:1150–1157
- Daszak P, Cunningham AA, Hyatt AD (2000) Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science* 287:443–449
- Daszak P, Cunningham AA, Hyatt AD (2001) Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Tropica* 78:103–116
- De Bosschere H, Roels S, Lemmens N, Vanopdenbosch E (2005) Canine distemper virus in Asian clawless otter (*Aonyx cinereus*) littermates in captivity. *Vlaams Diergeneeskundig Tijdschrift* 74:299
- Deem SL, Spelman LH, Yates RA, Montali RJ (2000) Canine distemper in terrestrial carnivores: a review. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 31:441–451
- Depue JE, Ben-David M (2010) River otter latrine site selection in arid habitats of Western Colorado, USA. *Journal of Wildlife Management* 74:1763–1767
- Diamond JM, Ordunio D (1997) *Guns, Germs, and Steel*, New York: Norton
- Dobson A, Foutopoulos J (2001) Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 356:1001–1012
- Donadio E, Buskirk SW (2006) Diet, morphology, and interspecific killing in carnivora. *American Naturalist* 167:524–536
- Dunstone N (1993) *The Mink*, London: T and AD Poyser Ltd
- Elia G, Decaro N, Martella V, Cirone F, Lucente MS, Lorusso E, et al. (2006) Detection of canine distemper virus in dogs by real-time RT-PCR. *Journal of Virological Methods* 136:171–176
- Ernst S, Metayer F, Huber A (1987) Influence of climatic factors in the variability of the prevalence of some canine infectious diseases. *Archivos de Medicina Veterinaria* 19:13–19
- Fariás A, Sepúlveda MA, Silva-Rodríguez EA, Eguren A, González D, Jordán N, et al. (2014) A new population of the Darwin's fox (*Lycalopex fulvipes*) in the Valdivian Coastal Range. *Revista Chilena de Historia Natural*. doi:10.1186/0717-6317-1-3

- Foreyt WJ, Jessup DA (1982) Fatal pneumonia of bighorn sheep following association with domestic sheep. *Journal of Wildlife Diseases* 18:163–168
- Fournier-Chambrillon C, Chusseau J, Dupuch J, Maizeret C, Fournier P (2003) Immobilization of free-ranging European mink (*Mustela lutreola*) and polecat (*Mustela putorius*) with medetomidine-ketamine and reversal with atipamezole. *Journal of Wildlife Diseases* 39:393–399
- Fournier-Chambrillon C, Aasted B, Perrot A, Pontier D, Sauvage F, Artois M, et al. (2004) Antibodies to Aleutian mink disease parvovirus in free-ranging European mink (*Mustela lutreola*) and other small carnivores from Southwestern France. *Journal of Wildlife Diseases* 40:394–402
- Geisel O (1979) Distemper in otters (*Lutra lutra*). *Berliner Und Munchener Tierarztliche Wochenschrift* 92:304
- Gilbert AT, Fooks AR, Hayman DTS, Horton DL, Müller T, Plowright R, et al. (2013) Deciphering serology to understand the ecology of infectious diseases in wildlife. *EcoHealth* 10:298–313
- Gonzalez-Acuña D, Ortega-Vasquez R, Rivera-Ramírez P, Cabello-Cabalin J (2003) Verdacht auf Staupe beim Graufuchs (*Pseudalopex griseus*) im mittleren Chile (Fallbericht). *Zeitschrift fur Jagdwissenschaft* 49:1–4
- Gowtage-Sequeira S, Banyard AC, Barrett T, Buczkowski H, Funk SM, Cleaveland S (2009) Epidemiology, pathology, and genetic analysis of a canine distemper epidemic in Namibia. *Journal of Wildlife Diseases* 45:1008–1020
- Grenfell BT, Dobson AP (1995) *Ecology of Infectious Diseases in Natural Populations*, Cambridge: Cambridge University Press
- Hatcher MJ, Dick JT, Dunn AM (2012) Disease emergence and invasions. *Functional Ecology* 26:1275–1287
- Haas L, Barrett T (1996) Rinderpest and other animal morbillivirus infections: comparative aspects and recent developments. *Journal of Veterinary Medicine, Series B* 43:411–420
- Hilbe JM (2011) *Negative Binomial Regression*, Cambridge: Cambridge University Press
- Hosmer DW, Hosmer T, Le Cessie S, Lemeshow S (1997) A comparison of goodness-of-fit tests for the logistic regression model. *Statistics in Medicine* 16:965–980
- Hutchings MR, White PCL (2000) Mustelid scent-marking in managed ecosystems: Implications for population management. *Mammal Review* 30:157–169
- Jaksic FM (1998) Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7:1427–1445
- Jaksic FM, Iriarte JA, Jimenez JE, Martinez DR (2002) Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4:157–173
- Jenkins EJ, Schurer JM, Gesy KM (2011) Old problems on a new playing field: Helminth zoonoses transmitted among dogs, wildlife, and people in a changing northern climate. *Veterinary Parasitology* 182:54–69
- Jiménez JE, Lucherini M, Novaro AJ (2008) *Pseudalopex fulvipes*. In: *IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org. Accessed 16 Nov 2013
- Jiménez J, Briceño C, Alcaíno H, Vásquez P, Funk S, González-Acuña D (2012) Coprologic survey of endoparasites from Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in Chiloé, Chile. *Archivos de Medicina Veterinaria* 44:93–97
- Jiménez, JE, Crego RD, Soto GE, Román I, Rozzi R, Vergara PM (2013) Potential impact of the alien American Mink (*Neovison vison*) on Magellanic woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Navarino Island, Southern Chile. *Biological Invasions*. doi:10.1007/s10530-013-0549-1
- Kimber KR, Kollias GV, Dubovi EJ (2000) Serologic survey of selected viral agents in recently captured wild North American river otters (*Lontra canadensis*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 31:168–175
- Kruuk H (2006) *Otters: Ecology, Behaviour and Conservation*, Oxford: Oxford University Press
- Lafferty KD, Gerber LR (2002) Good medicine for conservation biology: the intersection of epidemiology and conservation theory. *Conservation Biology* 16:593–604
- Lembo T, Hampson K, Haydon DT, Craft M, Dobson A, Dushoff J, et al. (2008) Exploring reservoir dynamics: a case study of rabies in the Serengeti ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 45:1246–1257
- López J, Abarca K, Cerda J, Valenzuela B, Lorca L, Olea A, et al. (2009) Surveillance system for infectious diseases of pets, Santiago, Chile. *Emerging Infectious Diseases* 15:1674
- Luebert F, Plissock P (2005) Bioclimas de la Cordillera de la Costa del Centro-sur de Chile. In: *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*, Smith-Ramírez C, Armesto J, Valdovinos C (editors), Santiago de Chile: Editorial Universitaria, pp 61–74
- Madsen A, Dietz H, Henriksen P, Clausen B (1999) Survey of Danish free living otters *Lutra lutra*—a consecutive collection and necropsy of dead bodies. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 16:65–76
- Macdonald DW (1985) The carnivores: order Carnivora. In: *Social Odours in Mammals*, Brown RE, Macdonald DW (editors), Oxford: Clarendon, pp 619–722
- McDonald RI, Kareiva P, Forman RT (2008) The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141:1695–1703
- Medina G (1996) Conservation and status of *Lutra provocax* in Chile. *Pacific Conservation Biology* 2:414–419
- Medina-Vogel G, Kaufman VS, Monsalve R, Gomez V (2003) The influence of riparian vegetation, woody debris, stream morphology and human activity on the use of rivers by southern river otters in *Lontra provocax* in Chile. *Oryx* 37:422–430
- Miller M, Gardner I, Kreuder C, Paradies D, Worcester K, Jessup D, et al. (2002) Coastal freshwater runoff is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *International Journal for Parasitology* 32:997–1006
- Mos L, Ross P, McIntosh D, Raverty S (2003) Canine distemper virus in river otters in British Columbia as an emergent risk for coastal pinnipeds. *Veterinary Record* 152:237–239
- Murray DL, Kapke CA, Evermann JF, Fuller TK (1999) Infectious disease and the conservation of free-ranging large carnivores. *Animal Conservation* 2:241–254
- Plowright RK, Foley P, Field HE, Dobson AP, Foley JE, Eby P, Daszak P (2011) Urban habituation, ecological connectivity and epidemic dampening: the emergence of Hendra virus from flying foxes (*Pteropus* spp.). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:3703–3712
- Prager K, Mazet JA, Dubovi EJ, Frank LG, Munson L, Wagner AP, Woodroffe R (2013) Rabies virus and canine distemper virus in wild and domestic carnivores in Northern Kenya: Are domestic dogs the reservoir? *EcoHealth* 9:1–16
- R Development Core Team (2011) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, Vienna: R Foundation for Statistical Computing

- Rodríguez-Jorquera I, Sepúlveda MA (2011) Trophic spatial variations in the Southern river otter, *Lontra provocax*, in freshwater habitats, Chile. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 28:70–75
- Roelke-Parker ME, Munson L, Packer C, Kock R, Cleaveland S, Carpenter M, et al. (1996) A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions (*Panthera leo*). *Nature* 379:441–445
- Saito TB, Alfieri AA, Wosiacki SR, Negrao FJ, Morais HSA, Alfieri AF (2006) Detection of canine distemper virus by reverse transcriptase-polymerase chain reaction in the urine of dogs with clinical signs of distemper encephalitis. *Research Veterinary Science* 80:116–119
- Schmitt SM, O'Brien DJ, Bruning-Fann CS, Fitzgerald SD (2002) Bovine tuberculosis in Michigan wildlife and livestock. *Annals of the New York Academy of Sciences* 969:262–268
- Schüttler E, Klenke R, McGehee S, Rozzi R, Jax K (2009) Vulnerability of ground-nesting waterbirds to predation by invasive American mink in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Biological Conservation* 142:1450–1460
- Sepúlveda MA, Bartheld JL, Monsalve R, Gómez V, Medina-Vogel G (2007) Habitat use and spatial behaviour of the endangered Southern river otter (*Lontra provocax*) in riparian habitats of Chile: conservation implications. *Biological Conservation* 140:329–338
- Sepúlveda MA, Franco M, Medina G, Fasola L, Alvarez R (2008) *Lontra provocax*. In: *IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org. Accessed 7 Aug 2013
- Sepúlveda MA, Bartheld J, Meynard C, Benavides M, Astorga C, Parra D, et al. (2009) Landscape features and crustacean prey as predictors of the Southern river otter distribution in Chile. *Animal Conservation* 12:522–530
- Sepúlveda MA, Munoz-Zanzi C, Rosenfeld C, Jara R, Pelican KM, Hill D (2011) *Toxoplasma gondii* in feral American minks at the Maullin river, Chile. *Veterinary Parasitology* 175:60–65
- Sepúlveda MA (2013) Interactions between domestic, invasive and threatened carnivores and their implications in conservation and pathogen transmission. PhD Dissertation, University of Minnesota, Minneapolis, p 158
- Sepúlveda MA, Singer R, Silva-Rodríguez E, Stowhas P, Pelican K (2014) Domestic dogs in rural communities around protected areas: conservation problem or conflict solution? *PLoS ONE* 9(1):e86152. doi:10.1371/journal.pone.0086152
- Shen D, Gorham J (1980) Survival of pathogenic distemper virus at 5°C and 25°C. *Veterinary Medicine and Small Animal Clinician* 75:69–70
- Sillero Zubiri C, Macdonald DW, King AA (1996) Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). *Journal of Wildlife Diseases* 32:80–86
- Simpson VR (2006) Patterns and significance of bite wounds in Eurasian otters (*Lutra lutra*) in southern and south-west England. *Veterinary Record* 158:113–119
- Skerratt LF, Berger L, Speare R, Cashins S, McDonald KR, Phillott AD, et al. (2007) Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. *EcoHealth* 4:125–134
- Thorne E, Williams ES (1988) Disease and endangered species: the black-footed ferret as a recent example. *Conservation Biology* 2:66–74
- Tompkins D, White A, Boots M (2003) Ecological replacement of native red squirrels by invasive greys driven by disease. *Ecology Letters* 6:189–196
- Weldon C, du Preez LH, Hyatt AD, Muller R, Speare R (2004) Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerging Infectious Diseases* 10:2100–2105
- White PCL, Böhm M, Marion G, Hutchings MR (2008) Control of bovine tuberculosis in British livestock: there is no 'silver bullet'. *Trends in Microbiology* 16:420–427
- Williams ES, Thorne ET, Appel MJ, Belitsky DW (1988) Canine distemper in black-footed ferrets (*Mustela nigripes*) from Wyoming. *Journal of Wildlife Diseases* 24:385–398
- Wolfe ND, Dunavan CP, Diamond J (2007) Origins of major human infectious diseases. *Nature* 447:279–283
- Woodroffe R (1999) Managing disease threats to wild mammals. *Animal Conservation* 2:185–193
- Woolhouse ME, Gowtage-Sequeria S (2005) Host range and emerging and reemerging pathogens. *Emerging Infectious Diseases* 11:1842
- Zuberogoitia I, Zabala J, Martinez JA (2006) Diurnal activity and observations of the hunting and ranging behaviour of the American mink (*Mustela vison*). *Mammalia* 70:310–312