



Universidad Nacional del Comahue  
Centro Regional Universitario Bariloche

**“Evaluación de factores relacionados con la distribución y  
abundancia poblacional del choique (*Rhea pennata*)  
en Patagonia Norte”**



**Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en Biología**

**Autora: Lic. Lorena Fernanda Rivas**

**Directora: Dra. Rebecca Susan Walker**

**Codirector: Dr. Andrés José Novaro**

**30 de noviembre de 2015**

## **INDICE DE CONTENIDOS**

<b>Agradecimientos</b>	1
<b>Resumen</b>	3
<b>Abstract</b>	5
<b>Estructura de la tesis</b>	7
<b>Capítulo I: Introducción General</b>	
1.1. Marco teórico	9
1.2. Área de estudio	11
1.3. Objetivo	12
1.4. Hipótesis	12
Figura 1.1.	13
<b>Capítulo II: Biología y ecología de <i>Rhea pennata</i> en Argentina y Chile</b>	
2.1. Descripción	14
2.2. Filogenia y distribución	14
2.3. Ecología	15
2.3.1. Comportamiento y reproducción	15
2.3.2. Depredación	17
2.3.3. Dieta	17
2.4. Arqueología y usos históricos	18
2.5. Situación poblacional	19
2.6. Conservación	19
2.7. Conclusiones	21
Tabla 2.1.	23

Figura 2.1.	24
-------------	----

**Capítulo III: Evaluación de la distribución del choique, guanaco y mara, y actividades humanas para priorizar las acciones de conservación en un paisaje de Patagonia Norte**

<b>3.1. Introducción</b>	25
<b>3.2. Materiales y métodos</b>	28
3.2.1. Colecta de datos	28
3.2.2. Análisis de los datos	31
<b>3.3. Resultados</b>	32
<b>3.4. Discusión</b>	34
Figura 3.1.	40
Figura 3.2.	41
Figura 3.3.	42
Tabla 3.1.	43
Tabla 3.2.	44
Tabla 3.3.	44
Tabla 3.4.	45
Tabla 3.5.	46
Tabla 3.6.	46
Tabla 3.7.	48
Tabla 3.8.	49
Tabla 3.9.	49
Tabla 3.10.	51
Tabla 3.11.	52

Tabla 3.12.	53
Tabla 3.13.	54

## **Capítulo IV: Factores que afectan la abundancia de choique en un paisaje de Patagonia Norte**

<b>4.1. Introducción</b>	55
<b>4.2. Materiales y métodos</b>	57
4.2.1. Diseño de estudio	57
4.2.2. Colecta de datos	58
4.2.3. Análisis estadístico	59
<b>4.3. Resultados</b>	61
<b>4.4. Discusión</b>	62
Figura 4.1.	67
Tabla 4.1.	68
Tabla 4.2.	68

## **Capítulo V: Distribución de carnívoros en relación a la abundancia y distribución de sus presas**

<b>5.1. Introducción</b>	69
<b>5.2. Materiales y métodos</b>	71
5.2.1. Colecta de datos	71
5.2.2. Análisis estadístico	72
<b>5.3. Resultados</b>	72
<b>5.4. Discusión</b>	74
Figura 5.1.	77
Tabla 5.1.	78

	Tabla 5.2.	78
	Tabla 5.3.	79
<b>Capítulo VI: Conclusiones generales</b>		80
<b>Bibliografía</b>		85
<b>Apéndice</b>		
	Tabla 1	101

### **Trabajo de respaldo**

“Rapid assessment of distribution of wildlife and human activities for prioritizing conservation actions in a Patagonian landscape”

Lorena F. Rivas, Andres J. Novaro, Martin C. Funes y R. Susan Walker.

*Respetar a los animales es una obligación, amarlos es un privilegio*

## **AGRADECIMIENTOS**

La verdad es que agradecer a todas las personas que ayudaron e hicieron posible que este sueño se me haga realidad es difícil porque fueron muchas en diferentes momentos. Desde lo académico quiero agradecerles a mi directora de tesis R. Susan Walker y mi codirector Andres J. Novaro por la dedicación y entusiasmo que le pusieron a cada una de las etapas de este doctorado, desde que empezamos a armar el proyecto hasta el día de hoy que finalmente pudimos terminarlo. No solo hablo de la calidad profesional que es indiscutible en ellos dos sino, y por sobre todas las cosas, por el acompañamiento emocional, el entendimiento de mis limitaciones y el tratar de que yo siempre tenga una respuesta a mis dudas. Desde lo emotivo quiero agradecerle Sue por ser mucho más que mi directora, sino una persona en la que confío y quiero tanto!!!

Después quiero agradecerles a todas las personas que ayudaron en la oficina y en los interminables días de muestreo que a pesar de que por momentos era agotador siempre era divertido y reconfortante! A mis amigos y compañeros de trabajo que no solo me acompañaron en lo laboral sino en lo personal como Lari Heidel, Nito González, Caro Zambruno, Lu Piudo, Martin Monteverde, Seba Di Martino, Caro Marull, Martin Funes, Maco Bolgeri, Mariel Ruiz Blanco, Ro Palacios y en especial a mi amiga de toda la vida Natalia Radovani (Radito) porque transitamos muchas juntas y llegamos a este punto también juntas y hasta las manos amiga!!!! A mi amiga Lore Laffitte porque su ayuda estadística que me ayudo siempre...y en el acompañamiento también!!! Al grandioso Paila por sus inagotables ganas de ayudar aunque un día nos agarro la noche caminando!!! A Pablito Gregorio y Ernesto Juan por su ayuda en la organización y logística de las campañas que me acompañaron. A los pasantes Gabriela Mendos, Sole Mele, Facundo Palacio, Yani Sica, Mariana García, Coli Guido y Sole Perez Gallo por los divertidos días compartidos, esperando que también hayan disfrutado el paisaje que tanto me gusta y estos días hayan forjado el espíritu de conservación de nuestra fauna nativa! A los guardaparques y guardafaunas de Mendoza y de Neuquen que aportaron con su valiosa ayuda en el campo también! A los pobladores de cada uno de los campos que visitamos, los que nos esperaban con un mate calentito o alguna comida revitalizante que tan bien nos venía, y a los que amablemente nos hacían sentir parte de su familia dándonos un lugar para hospedarnos! Gracias!!

### **Además de lo laboral, viene lo personal y acá se me afloja un lagrimón...**

A mis papás (Ester Perez y Hector Rivas) porque gracias a ellos pude empezar en esto que tanto me gusta, me apoyaron desde el primer día que empecé la carrera y se aguantaron lágrimas, risas y me mostraron siempre que lo que se logra con esfuerzo se disfruta hasta el infinito así que acá estoy, yo agradecida de disfrutarlos cada día de mi vida!!! Son el primer eslabón de este gran logro y son el primer ejemplo que tengo de que la constancia sirve, ojala la vida me de la posibilidad de poder devolverles un poco de todo lo que dieron por mí, LOS AMO!!!!!!!!!!!!!!

A mi hermana Gaby y su familia porque supieron y me acompañaron en todo este tiempo, cada uno a su modo! Agus y Martin, mis sobrinos, tenerlos cerquita me hace bien, cuanto los quiero!!!

A mis amigas de toda la vida de Neuquen que aunque no las haya tenido al lado mío en esta etapa final del doctorado, las llevaba siempre en mi corazón y las sentía conmigo. Sole porque además de mi prima fuiste mi sostén en el comienzo de todo esto y te

adoro! Kako por ser mi otra mitad, nuestros saltitos me alegran el día! Chavetina porque tenes siempre la palabra justa...para hacerme emocionar! Flor y Cata Uds. también compartieron mis comienzos en Buenos Aires y vivieron varios momentos de nervios conmigo! Lari siempre con tus acotaciones tan divertidas e impensadas podés sacarme mil sonrisas! Zala y Chinuli aunque siempre estuvimos en lugares físicos alejados siempre las siento cerca! Tere tu sinceridad y buen corazón hacen que seas de esas personas que quiero tener siempre al lado mío porque me haces bien! Marian, colega y amigassaaa, y por fin llegue a lo que vos lograste hace años, costo che!!!!

A Wilma porque además de ser la persona que nos ayuda en casa, es en quien confío para que acompañe a mis hijos mientras yo no podía más que encerrarme y escribir, gracias por estar siempre dispuesta!!!!

Por último y para dejar lo más lindo para el final quiero agradecer a MI FAMILIA (Marcelo, Renata y Baltazar De Sousa). A vos Marchu porque sos la persona que elegí como compañero de vida y no me equivoqué porque cada día que pasa te sigo eligiendo!!! Te amo con toda mi alma y te agradezco el amor que le pones a cada una de las cosas que compartimos, desde un simple mate a la mañana que disfruto teniéndote cerquita hasta la familia hermosa que formamos, algo que pude lograr solo con vos y que agradezco cada día de mi vida!! Agradezco a los dos soles que tenemos Rena y Balta porque este esfuerzo tiene una razón cuando los miro y espero que los días que les saque de atención los entiendan algún día, y en algún momento puedan sentir orgullo por esta mamá que llego a lo que tanto quería! A MI FAMILIA es que les agradezco el acompañamiento estos últimos meses de desesperación y “poca atención”, a Marce porque en varios momentos hiciste de papá y mamá sin tener que explicarte más que al principio como iba a ser la situación este último tiempo, a Rena porque con su poca edad hicimos un calendario y con la ilusión de tachar días nos íbamos acercando al momento de volver a tener mamá disponible y a Balta porque con sus pocos añitos y sin poder explicarme demasiado me volvías a la realidad pidiéndome upa y dándome un beso! LOS AMO COMO A NADA EN EL MUNDO y cada día trato de superarme para y por ustedes!!!

## **RESUMEN**

Paisajes grandes que incluyan áreas protegidas y áreas con otros usos humanos son necesarios para la conservación de muchas especies. Generalmente la información necesaria para planear la conservación de estos grandes paisajes es una tarea costosa tanto de tiempo como monetariamente, aunque los recursos para conservación sean limitados y la conservación sea un tema urgente. En este estudio desarrollo una metodología para evaluar los factores que determinan la distribución y abundancia actual de una población de choique a nivel de paisaje, para guiar la planificación de acciones de conservación para la especie. Además se analizan los factores asociados con las distribuciones de mara y guanaco, los otros grandes herbívoros nativos de la zona, y la de los potenciales predadores de estos herbívoros, el ensamble de carnívoros. Mi hipótesis era que las poblaciones de choiques en el Corredor del Guanaco están limitadas principalmente por factores antrópicos. Este paisaje en Patagonia norte cubre una superficie de 20.000 km<sup>2</sup> incluyendo la Reserva Provincial Auca Mahuida, la Reserva La Payunia y tierras privadas intermedias en las provincias de Neuquén y Mendoza.

Hice un relevamiento de 105 sitios dentro del paisaje elegidos al azar para registrar presencia de choique, guanaco, mara y carnívoros, y abundancia relativa de ganado y liebre europea. Trabajé con SIG para determinar densidad de caminos, distancia a caminos públicos, puestos y pueblo más cercano, elevación, pendiente, y NDVI de cada celda de 2 km x 2 km. Realicé modelos de ocupación con el programa PRESENCE para evaluar la probabilidad de detección y de ocupación, además de determinar los factores antrópicos y naturales asociados con presencia de choique, guanaco, mara y el ensamble de carnívoros y sus pesos de importancia. Para conocer la abundancia de choique, analicé la densidad de fecas de choique en cada celda con el programa DISTANCE y use una calibración existente para convertir éstas en densidad de choiques. Usé regresión binomial negativa inflada de ceros para analizar los factores que afectan la abundancia de choique en el paisaje.

Encontré presencia de choique en el 59 %, de mara en el 31 % y de guanaco en el 12 % de las celdas muestreadas. Los choiques se encontraron en áreas de mayor elevación, mayor pendiente y menor productividad, con menos ganado menor y mayor, menor densidad de caminos, más alejados de los puestos y más cercano a los caminos. Las maras se encontraron en zonas más planas, de mayor productividad, con más ganado y lagomorfos introducidos, menor densidad de caminos, pero más cercanos a los caminos y los puestos. Los guanacos estaban en zonas más altas y de mayor pendiente, con menos ganado menor y mayor, menos densidad de y más alejadas de caminos. Los factores de más “peso de importancia” para las tres especies combinadas eran ganado menor, densidad de caminos y distancia al camino más cercano.

Las densidades de choiques variaron entre 0,01 y 0,83 choiques/km<sup>2</sup> en los diferentes sitios y la densidad global para el paisaje fue de 0,09 choiques/km<sup>2</sup>. La abundancia de choiques estuvo positivamente relacionada a densidad de ganado mayor y negativamente a densidad de ganado menor y la ausencia de choique estuvo relacionada positivamente con el NDVI.

Registré signos de carnívoros en el 36% de las celdas muestreadas. El 71 % de los registros eran de zorro, el 26 % de gato chico y el 13 % de puma. Los modelos de ocupación para el conjunto de los carnívoros indicaron que hay más probabilidad de encontrarlos en áreas con más pendiente y menor elevación, menor densidad de caminos y a mayores distancias de los mismos, pero el factor de más peso de importancia fue la



abundancia relativa de ganado menor. No hubo relación con presencia de choique ni de guanaco.

En este paisaje el chivo parece ser el factor que más impacta la estructura de las comunidades de fauna nativa. La relación negativa del choique y guanaco con el ganado menor podría deberse a la competencia por recursos con el chivo, sumado a la persecución debido al control de las majadas a campo abierto por parte de productores y sus perros. Adicionalmente, el ganado menor podría estar suplementando la dieta de carnívoros, aumentando las densidades de carnívoros, que resulta en mayor presión de predación sobre las especies nativas. Contrariamente a lo encontrado en otros estudios, encontré que los choiques se distribuyen en zonas más secas, altas y empinadas. Esta diferencia podría existir por desplazamiento del choique por los chivos hacia zonas menos aptas.

El fuerte peso de importancia de la densidad de caminos para las tres especies se puede atribuir al impacto de la caza furtiva de gente que accede desde ciudades o pueblos cercanos. Por otro lado, solamente el guanaco y los carnívoros se encontraban alejados de los caminos públicos principales. Es posible que los choiques y maras encuentren un refugio de la predación cerca de los caminos, pero también en el caso del choique, los caminos públicos pueden servir como refugio de la caza tradicional de la gente rural a caballo. La asociación positiva entre abundancia de choique y ganado mayor también podría deberse a un refugio de la predación que proporcionan vacas y caballos, y a menor probabilidad de encuentro con humanos cerca de estos animales, ya que se crían sin control diario en el campo.

La metodología que uso combina un muestreo a gran escala con un análisis basado en la teoría de información, que permite sacar conclusiones preliminares sobre las relaciones más probables entre la presencia de las especies que hay que conservar y sus posibles amenazas. Esto provee datos sobre los cuales se pueden planificar acciones de conservación en un esquema de manejo adaptativo, basadas en hipótesis preliminares que se pueden ir ajustando en base a respuestas poblacionales a las acciones de conservación. Además, provee una metodología que se puede aplicar en otras áreas para planificación de conservación a gran escala con especies y paisajes sobre las cuales no hay muchos datos anteriores.

***Palabras clave: modelo de ocupación, choique, conservación, ganadería, caminos, predación, caza furtiva.***

## ***ABSTRACT***

Large landscapes that include protected areas as well as areas with other human uses are necessary for the conservation for many species. Generally the information necessary to plan conservation in these large landscapes is costly in terms of time and money, although resources available for conservation are limited and conservation issues are urgent. In this study I develop a method for evaluating factors that determine the current distribution and abundance of a population of lesser rheas at the landscape scale, to guide planning for conservation actions for this species. In addition I analyze factors associated with the distribution of maras and guanacos, the other large herbivores in the area, and of the potential predators of these herbivores, the carnivore assemblage. My hypothesis was that populations of lesser rheas in the Guanaco Corridor are limited principally by anthropogenic factors. This landscape in northern Patagonia covers an area of 20,000 km<sup>2</sup> including the Auca Mahuida Provincial Reserve, La Payunia Reserve, and intervening private lands in Neuquén and Mendoza provinces.

I surveyed 105 randomly-selected sites in the landscape and recorded presence of lesser rheas, guanacos, maras, and carnivores, and relative abundance of livestock and European hares. I worked with a GIS to determine density of roads, distance to public roads, rural homesteads, and nearest town, elevation slope, and NDVI for each 2 km x 2 km cell sampled. I used occupancy models calculated with the program PRESENCE to evaluate probability of detection and occupancy, and determine anthropogenic and natural factors associated with the presence of lesser rheas, guanacos, maras and the carnivore assemblage, and the importance weights of these factors. To determine the abundance of lesser rheas, I analyzed the density of lesser rhea scats in each cell with the program DISTANCE, and used an existing calibration to convert this to density of lesser rheas. I used binomial negative zero-inflated regression to analyze the factors that affect the abundance of lesser rheas in the landscape.

I detected the presence of lesser rheas in 59 % of the sampled cells, mara in 31 %, and guanacos in 12 %. Lesser rheas were found in areas of greater elevation, slope, and lower productivity, with fewer livestock, lower road density, farther from rural residences, and closer to public roads. Maras were found in flatter areas of greater productivity, with more livestock and hares, lower road density, and closer to both public roads and rural residences. Guanacos were in higher, steeper areas, with less livestock, lower road density, and at greater distance from roads. The factors with the greatest combined “importance weights” for the three species were goats and sheep, road density, and the distance to the nearest road.

Densities of lesser rheas varied between 0.01 and 0.83 rheas/km<sup>2</sup> in the different sites, and the global density for the landscape was 0.09 rheas/km<sup>2</sup>. The abundance of lesser rheas was positively related to the relative abundance of cows and horses, and negatively with the relative abundance of sheep and goats, and the absence of rheas was positively related with NDVI.

I recorded signs of carnivores in 36% of the sampled cells. Seventy-one percent of the records were of canids (culpeo or chilla), 26 % of small cats, and 13 % of puma. The occupancy models for the carnivore assemblage indicated that they were more likely to be found in steeper, lower areas, with lower road density and at greater distance from roads, but the factor with the most importance weight was the relative abundance of sheep and goats. There was no relation between the presence of lesser rheas or guanacos.

In this landscape goats appear to be the factor that most impacts the structure of native wildlife communities. The negative relationship between lesser rheas and guanacos with sheep and goats may be due to competition for food resources with goats, in addition to persecution by humans and their dogs which stay close to the herds as they graze. In addition, the high densities of goats may be supplementing the diet of carnivores, increasing carnivore density, and resulting in increased predation pressure on reduced populations of native species. Contrary to other studies, I found lesser rheas in higher, drier, and steeper areas. This difference could be due to displacement of rheas by goats to less optimal habitats.

The great importance weight of road density for the three species may be attributed to the impact of poaching by people who come from cities and towns. On the other hand, only the guanaco and carnivores were found at greater distance from the main public roads. Lesser rheas and maras may find a refuge from predation near the roads, but also in the case of lesser rheas, the public roads may serve as a refuge from traditional hunting by local people from horseback. The positive association between lesser rhea abundance and cows and horses may also be related to a refuge from predation provided by these large animals, as well as lower probability of encountering humans near these animals, as they are not closely accompanied on a daily basis as are the goats.

The methodology that I used combines large-scale sampling with analysis based on information theory that generates preliminary conclusions about the most likely relationships between the presence of the species to be conserved and their possible threats. This provides data for planning of conservation actions in an adaptive management framework, based on preliminary hypotheses that can be adjusted according to population responses by the target species to the conservation actions. In addition, it provides a methodology that can be applied for large-scale conservation planning in other areas with little prior information on the species and landscape.

***Key words: occupancy model, lesser rhea, conservation, livestock, roads, predation, poaching.***

## ***ESTRUCTURA DE LA TESIS***

Esta tesis se encuentra dividida en 6 capítulos. En el capítulo I presento la tesis con un marco conceptual, exposición de objetivos, área de estudio, hipótesis y desarrollo del resto de los capítulos. En el capítulo II hago una recopilación de lo publicado hasta ahora de la especie en cuestión acerca de sus características biológicas, su ecología y su estatus de conservación, en todo su rango. Esto provee un contexto para el desarrollo del estudio y la interpretación de los resultados. Los capítulos III y IV son los que contribuyen a evaluar mi hipótesis, investigando la distribución del choique en el III y su abundancia en el IV. En el capítulo III analizo la relación entre las diferentes variables antrópicas y naturales y la presencia de choique y los otros dos herbívoros más grandes del área, el guanaco y la mara. Con estos resultados puedo evaluar qué factores estarían afectando la distribución de las especies herbívoras más importantes del paisaje y así poder sugerir cursos de acción para la conservación de estas especies en el área que sean más probables de impactar en su distribución en el corredor. En este capítulo uso una metodología que todavía no ha sido usada extensivamente en el país, basada en modelos de ocupación y la teoría de información criterio (Burnham y Anderson 2002). La combinación del diseño y la forma de análisis con covariables relacionadas a diferentes actividades humanas me permite evaluar simultáneamente la distribución del choique y las otras especies y coleccionar información preliminar sobre las actividades humanas que están más asociadas con esas distribuciones en el paisaje. En el capítulo IV analizo la relación entre diferentes variables antrópicas y naturales con la abundancia de choique en el mismo paisaje, para de este modo poder entender qué factores estarían afectando las densidades de esta especie en el paisaje y poder sugerir cambios para la persistencia de la especie. En el capítulo V hago un análisis de las relaciones espaciales entre los carnívoros nativos y sus presas nativas e introducidas. El ensamble de carnívoros incluye el puma (*Puma concolor*), el zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) y gris (*Pseudalopex griseus*), el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y el de pajonal (*Leopardus colocolo*). Aunque no contribuye directamente a la evaluación de mi hipótesis, puede proporcionar información sobre cómo el choique está siendo impactado por las relaciones predador-presa con este ensamble de carnívoros nativos. En el capítulo VI desarrollo la discusión e integro los resultados principales, viendo

implicancias que tienen éstos sobre la abundancia y distribución de las poblaciones de choique en este paisaje.

## Introducción general

### 1.1. MARCO TEORICO

La ecología es el estudio de distribución y abundancia de los organismos (Andrewartha y Birch 1954). Sin embargo, generalmente estimar estos parámetros es muy costoso en términos financieros y de tiempo, tornándose imposible en algunos casos (Anadon et al. 2009). La abundancia y distribución de cada especie está determinada por la combinación de numerosas variables que son necesarias para la supervivencia y reproducción de sus individuos (Brown 1984). Estos requerimientos definen las dimensiones del nicho multidimensional de Hutchinson (1957) para cada especie. Sin embargo, teniendo en cuenta interacciones y limitaciones de esta definición de nicho se pueden incluir otros factores como los componentes bióticos y abióticos del ambiente como parte de las variables que definen el nicho, para poder llegar a un concepto de nicho más general y menos ambiguo (Vazquez 2005).

Brown (1984) postuló una relación general entre la abundancia y la distribución que consta de dos partes. Primero, dentro de las especies, la densidad poblacional tiende a ser mayor en el centro de su distribución y va declinando gradualmente hacia los bordes. La segunda relación general es que entre especies ecológicamente similares y estrechamente relacionadas, la extensión de la distribución espacial esta positivamente relacionada con la abundancia promedio. Ambos patrones se mantienen en una variedad de escalas espaciales, desde regiones locales a distribuciones geográficas completas. La teoría general que presento Brown se rige por tres suposiciones. Primero, la abundancia y distribución de cada especie están limitadas por la combinación de variables ambientales físicas y bióticas que determinan el nicho multidimensional. Segundo, la variación espacial de estas variables ambientales es de algún modo estocástica pero autocorrelacionada, entonces los sitios cercanos tienden a tener condiciones ambientales más similares que sitios alejados. Tercero, las especies emparentadas, ecológicamente similares difieren en no más de unas pocas dimensiones del nicho. Estas relaciones generales entre abundancia y distribución eventualmente pueden contribuir a entender la biogeografía, la genética de poblaciones y la evolución de especies así como los atributos ecológicos de las poblaciones y las comunidades.

Entonces, según Brown, las especies ampliamente distribuidas tienden a mantener abundancias locales relativamente altas, en sitios individuales o en promedio entre todos los sitios que habita, mientras que las especies estrictamente restringidas tienden a alcanzar solo abundancias locales bajas. Esto se debe a las especies que tienen abundancias locales bajas y pequeños rangos geográficos típicamente tienen mayor riesgo de extinción (Gaston 1998). Aunque el concepto de la relación positiva evidente entre la distribución de las especies y su abundancia esté ampliamente aceptado (Gaston y Lawton 1990, Hanski et al. 1993) existen especies de aves paseriformes con reproducción en Norteamérica en las que se cumple esta relación y especies de las mismas en las que no se cumple esta relación (Gaston y Curnutt 1998). Johnson (1998) trabajando con marsupiales probó que a pesar de que la relación entre la distribución y abundancia local es positiva para especies recientemente evolucionadas, es negativa para especies antiguas. Esto indica que la relación positiva entre distribución y abundancia puede ser generada durante la radiación adaptativa pero es luego revertida gradualmente como resultado de la extinción diferencial. Por otro lado, en un estudio sobre plantas Thompson et al. (1998) concluyeron que cuando se investiga un paisaje topográficamente irregular no existe tal evidente relación a escala de paisaje.

A pesar de que los disturbios naturales como inundaciones, fuegos o sequías son eventos normales en muchos ecosistemas, debido a la gran influencia humana actual es de suma importancia entender cómo los disturbios antrópicos van modificando los ecosistemas naturales y así los nichos realizados de los organismos (Hutchinson 1957, Pulliam 1988). La fragmentación, degradación y pérdida de hábitat se consideran las amenazas más importantes para la diversidad biológica (Primack 1993), situación que actualmente afecta diversas especies nativas en Patagonia (Barri et al. 2008, Baldi et al. 2010, Pedrana et al. 2010, Pedrana et al. 2011). La fragmentación poblacional es interpretada frecuentemente como una consecuencia de la fragmentación del hábitat de una especie, tal como ocurre con la deforestación, que solo deja parches de hábitat óptimo para las especies que viven en él (Fahrig 2003). Sin embargo, la fragmentación poblacional puede derivar de otros procesos tales como diferencias en la distribución espacial de la caza u otras actividades que afectan la supervivencia de una especie (Peres 2001).

La ocurrencia y abundancia relativa de las especies también está afectada por los regímenes de predación y por la competencia interespecífica (Sinclair 1985). En biomas semiáridos y áridos de todo el mundo, el ganado y los grandes herbívoros nativos

comparten tierra, agua, forraje y enfermedades (Young et al. 2005). Especies potencialmente competidoras deben tener preferencias similares por los recursos alimenticios, deben superponerse en el uso de hábitat, y la disponibilidad de alimento debe ser limitada. Con este panorama, la competencia existente debería excluir a uno de los competidores o cambiar el patrón de recursos utilizados cuando hay otras especies (Baldi et al. 2001).

Los procesos que regulan las poblaciones animales ocurren en diferentes escalas espaciales por lo cual es importante no solo evaluar estas poblaciones a escala local sino a escalas mayores como de paisaje, regional o de distribución, ya que existen procesos que de otro modo no se estarían tomando en cuenta. Este análisis a diferentes escalas es particularmente importante para la conservación, porque ésta generalmente se practica a nivel de paisaje ya que incluye el diseño y manejo de áreas protegidas. La mayor parte de la heterogeneidad en muchos paisajes es resultado de la conversión de hábitats naturales por usos de la tierra por parte de los humanos como la agricultura, forestación o desarrollos urbanos (Bolger et al. 1997).

## **1.2. ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio es un paisaje de 20.000 km<sup>2</sup> en Patagonia norte (Fig. 1.1.) que es un mosaico de 3 biomas; la estepa Patagónica, el matorral Patagónico y los altos Andes. La topografía consiste en planicies altas, valles de ríos, y viejos conos volcánicos de hasta 4700 m.s.n.m. de elevación. Debido a esta geografía y topografía, la región es una de las áreas con mayor biodiversidad de la Patagonia árida (Chehébar et al. 2013).

Incluye dos grandes reservas, la Reserva Provincial Auca Mahuida, provincia de Neuquén (770 km<sup>2</sup>) y la Reserva La Payunia, provincia de Mendoza (6.000 km<sup>2</sup>) y se superpone con los campos de petróleo más productivos en Argentina (Instituto Argentino del Petróleo y el Gas 2012). La actividad predominante de la gente local es la cría de chivos a pequeña escala. Este paisaje corresponde al Corredor del Guanaco, propuesto para la conservación del guanaco (*Lama guanicoe*), entre y alrededor de las áreas protegidas Auca Mahuida y La Payunia, en una iniciativa entre las dos provincias, ONGs activas en la zona, e instituciones académicas.



### 1.3. OBJETIVO

Este trabajo se inserta dentro de un programa de investigación más amplio que tiene como objetivo **general** determinar las mejores maneras de enfrentar las amenazas a la fauna silvestre de las estepas patagónicas y andinas, y evaluar el impacto de acciones de conservación sobre sus poblaciones. Los objetivos **específicos** de esta tesis son: evaluar los factores que pueden afectar la densidad y distribución de choique en el Corredor del Guanaco en Patagonia norte, mediante el análisis de variables antrópicas y naturales que limitan la distribución y abundancia de la especie en este paisaje; y evaluar también los factores que afectan la distribución de los otros grandes herbívoros (el guanaco y la mara) y la de los potenciales predadores del choique, el ensamble de carnívoros.

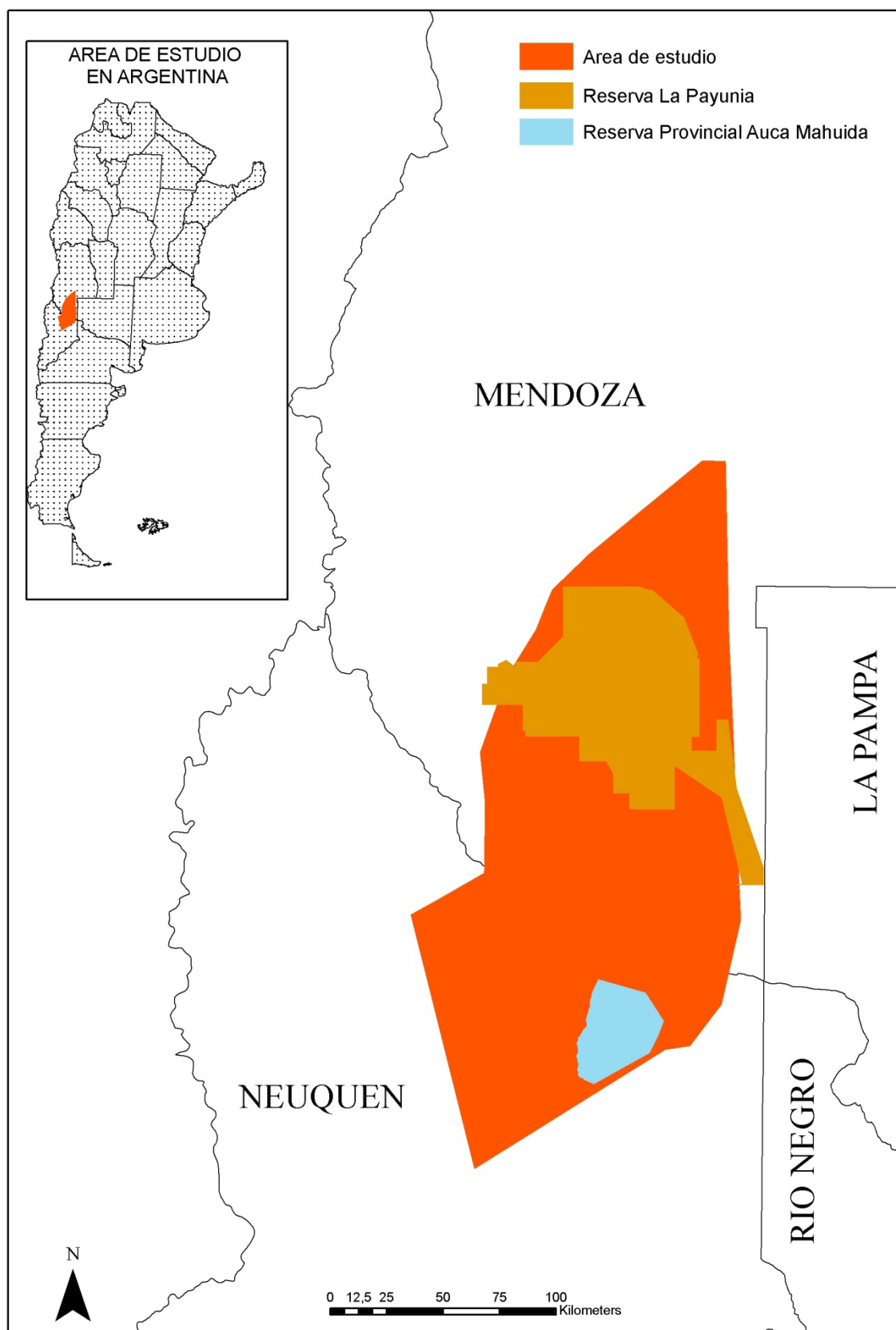
Estudios previos en Patagonia han evaluado el efecto del disturbio antrópico sobre poblaciones silvestres de choique, uno muy intensivo a escala local (Barri et al. 2008) y otro a escala regional y menos intensivo (Pedrana et al. 2011). Un estudio menos intensivo localmente pero realizado a una escala espacial de paisaje me permitirá evaluar un gran número de sitios y poder realizar los análisis estadísticos necesarios para determinar el impacto relativo de la caza, la carga ganadera y la densidad de especies exóticas sobre la abundancia y distribución del choique.

### 1.4. HIPOTESIS

Hipótesis - Las poblaciones de choique en el Corredor del Guanaco están principalmente limitadas por factores antrópicos (Barri et al. 2008), no solamente por factores naturales (Bellis et al. 2006).

Predicción 1- La distribución del choique en este paisaje se ajustará mejor a un modelo basado no solo en variables de hábitat (productividad primaria, elevación y pendiente del terreno) y distribución de posibles predadores y competidores nativos, sino considerando simultáneamente densidad de ganado, lagomorfos introducidos y caminos, y distancia a caminos, localidades y puestos.

Predicción 2- La abundancia del choique en este paisaje se ajustará mejor a un modelo basado no solo en variables de hábitat (productividad primaria, elevación y pendiente del terreno) y distribución de posibles predadores y competidores nativos, sino considerando simultáneamente densidad de ganado, lagomorfos introducidos y caminos, y distancia a caminos, localidades y puestos.



**Fig. 1.1.** Área de estudio situada en Argentina e indicando las dos áreas protegidas dentro del paisaje seleccionado.

### **Biología y ecología de *Rhea pennata* en Argentina y Chile**

En este capítulo documento de manera global lo publicado y reportado, basándome en una revisión bibliográfica sumado a datos propios, para mostrar la situación actual del conocimiento sobre el choique, su biología y ecología para poder evaluar su situación demográfica y los factores de riesgo que podrían estar afectando a la especie.

#### **2.1. DESCRIPCION**

El choique (*Rhea pennata*), una de las tres especies de ratites existentes en América del Sur, es una de las especies icono de la estepa y uno de los herbívoros nativos más grandes en la zona, después del guanaco. Es un ave exclusivamente corredora de patas largas con tres dedos, que puede alcanzar los 60 km/h, y mide aproximadamente 1,10 m de altura.

Sus alas son pequeñas, y a pesar de su incapacidad para volar, utilizan las mismas para generar cambios de dirección, termorregular y desplegar el cortejo en época reproductiva. Morfológicamente son muy similares entre sexos aunque el macho es levemente más grande y oscuro que la hembra, y el plumaje de juveniles tiene menos blanco en su dorso que el de los adultos (del Hoyo et al. 1992).

#### **2.2. FILOGENIA Y DISTRIBUCIÓN**

Dentro del orden Struthioniformes (que incluye también avestruces, casuarios, kiwis y emúes), la familia Rheidae contiene a los comúnmente llamados ñandúes, representados por tres especies exclusivas de Sudamérica: el ñandú petiso o choique, el ñandú de la puna y el ñandú común o pampeano (*Rhea americana*). El choique vive en el sudeste de Chile y oeste y sur de Argentina (del Hoyo et al. 1992) (Fig. 2.1.). En 1936 una pequeña población fue introducida en el norte de Tierra del Fuego, pero en la actualidad se encuentra aparentemente erradicada de esta zona ya que el último registro es de enero de 1981 (<http://www.avesdechile.cl/139.htm>). La distribución de esta especie tiene un escaso solapamiento con el ñandú común, el cual tiene un amplio rango

de distribución en las regiones pampeana, chaqueña y mesopotámica de Argentina (además de estar también presente en Uruguay, Brasil, Paraguay y este de Bolivia).

El género al que pertenecen en la actualidad, aunque no hay definitivos en taxonomía, ha estado en discusión ya que inicialmente d'Orbigny (1834) propuso el género *Rhea* y años más tarde el ornitólogo Gray (1871) lo incluyó dentro de *Pterocnemia*. La hibridización ocasional entre las dos especies de ratites existentes en Sudamérica evidencia que son especies estrechamente relacionadas desde el punto de vista filogenético (Delsuc et al. 2007). Sibley y Ahlquist (1990), basados en su estudio de evolución molecular (DNA-DNA Hybridization), usan nuevamente el nombre *Rhea pennata* para esta especie. Por todo lo anteriormente expuesto la Comisión Sudamericana de Clasificación (SACC según siglas en inglés) deciden aceptar como válida esta última clasificación a partir de 2008 (<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>).

El choique anteriormente estaba representado por tres subespecies: *R. p. pennata*, *R. p. garlepii* y *R. p. tarapacensis*. *R. p. pennata* en el sur de Chile y Argentina (tierras bajas de la Patagonia argentina hasta el sur de la provincia de Mendoza), *R. p. garlepii* en el sur de Perú, sudoeste de Bolivia y noroeste de Argentina, y *R. p. tarapacensis* en el norte de Chile (del Hoyo et al. 1992, Sibley y Monroe 1990, 1993). Actualmente las subespecies *R. p. garlepii* y *R. p. tarapacensis* fueron unidas creando *Rhea tarapacensis* y la subespecie *Rhea p. pennata* pasó a ser *Rhea pennata* (Birdlife International 2015a, Birdlife International 2015b).

## 2.3. ECOLOGÍA

### 2.3.1. Comportamiento y reproducción

El choique es un ave gregaria que generalmente vive en grupos mixtos de hembras, machos y juveniles, con un rango de 5-30 aves por grupo. Sin embargo, en la época reproductiva, las hembras se disponen en pequeños grupos, mientras que los machos sexualmente activos pasan a ser territoriales (del Hoyo et al. 1992). El macho del choique atrae a un harén de hembras con las cuales se aparea; cuando cada hembra termina la puesta en un nido abandona al macho en busca de otro para aparearse con éste y dejar los huevos en su correspondiente nido. Este comportamiento representa un sistema de poliginia de harén y poliandria secuencial. El nido es una depresión en el suelo de hasta 1 m de diámetro y 12 cm de profundidad, cubierto generalmente de

plumas y pastos secos, en el cual cada hembra del harén pone sus huevos, dando una nidada total de hasta 50 huevos. Posteriormente, el macho incuba los huevos durante 40 días aproximadamente, los cuales eclosionan sincronizadamente; luego el macho cría a los pichones hasta una edad aproximada de seis meses, aunque estos grupos de juveniles se pueden mantener unidos hasta los dos-tres años de edad, en que alcanzan la madurez sexual (del Hoyo et al. 1992, Harris 2008).

En una población de choique al noroeste de la provincia de Río Negro (Barri et al. 2009a) (relación macho: hembra 1:1), en dos temporadas reproductivas, el 27% de la población total de machos (N=130) intentó nidificar, de los cuales el 67% de los mismos tuvo éxito. Esto revela un mayor éxito de anidamiento que el mostrado por el ñandú común en un estudio realizado al este de la provincia de Buenos Aires (relación macho: hembra 0.55:0.45) en cuatro temporadas reproductivas (Fernandez y Reboresada 1998). En ese estudio se vio que aproximadamente el 27% de la población total de machos de ñandú común (N=681) intentó nidificar, pero solo el 33,73% fue exitoso en esta etapa. En el 75% de los casos que el macho de choique abandonó el nido fue debido al disturbio humano (8 de 12 nidos) o a la predación por zorro colorado (1 de 12 nidos) y en el caso del ñandú común las principales causas de deserción de nido (112 de 164 nidos) fueron la lluvia, la pérdida de huevos por rotura o predación y la predación del nido por el peludo (*Chaetophractus villosus*). Tanto el ñandú común (Fernandez y Reboresada 2002) como el choique (Bellis et al. 2006, Barri et al. 2009b) seleccionan sitios ocultos por la alta cobertura vegetal para asentar los nidos, pero en el caso de un estudio en Patagonia norte, los ñandúes petisos (contrariamente a su especie emparentada) tenían un patrón agregado alrededor de mallines, sitios con alta productividad en la estepa patagónica.

En cuanto a la utilización del tiempo, ñandúes petisos en el sur de Chile utilizaron el 95% de su tiempo de vigilia (en otoño y comienzos de invierno) mayoritariamente en actividades relacionadas a la alimentación y al consumo de agua, período más seco, en que la vegetación les aporta menos agua que en primavera y verano (Jory 1975). Aunque hicieron breves períodos de descanso durante el día, y durante la noche tuvieron el período de sueño más profundo (Giai 1944).

En la provincia de Río Negro, en tres estancias de producción ganadera con vegetación característica del ecotono estepa-monte, los ñandúes petisos se observaron en todos los hábitats disponibles (estepa, matorral, estepa arbustiva y mallín) para alimentarse, aunque mostraron una preferencia por los mallines en las estaciones de

cría, de no cría y post-cría debido quizás a la mejor calidad de recursos alimenticios en ese tipo de hábitat. Por otro lado para el asentamiento de los nidos estos seleccionaban la estepa o estepa arbustiva indistintamente, probablemente porque este ambiente tenía una densidad de arbustos intermedia y esto proveía al macho que incubaba protección y pocos obstáculos visuales para su vigilancia (Bellis et al. 2006).

En la misma área, el tamaño del área de acción de siete individuos de choique producidos por incubación artificial, criados en cautiverio y luego liberados, varió entre 5 y 49 km<sup>2</sup>. Llamativamente, los 10 individuos de ñandú común (también criados en cautiverio y liberados), en la zona pampeana, a pesar de ser una especie de mayor tamaño corporal, tuvieron un rango de acción mucho menor (de 1 a 4 km<sup>2</sup>). Esto probablemente se deba a que en los sitios de ecotono monte-estepa, donde fueron liberados los ñandúes petisos, la abundancia de recursos alimenticios es menor y la distribución del alimento apto para esta especie se encuentra muy dispersa, comparado con el ambiente ocupado por el ñandú común. Además en muchos de los sitios ecotonales el ganado compite por el alimento, mientras que en la zona pampeana hay plantaciones de alfalfa y campos ganaderos donde abundan las especies vegetales preferidas por el ñandú común (Bellis et al. 2004).

### 2.3.2. Depredación

Históricamente, el choique adulto fue una de las principales presas de los carnívoros de la zona como el puma, aunque también existe predación sobre sus crías o sus huevos por parte del zorro colorado, el zorro gris, el zorrino (*Conepatus humboldtii*), el puma y el gato montés (Navarro y Martella 2002, Bellis et al. 2004, Sales 2009). Esta especie tiene dos comportamientos antipredatorios característicos. Son muy esquivos a los predadores gracias a las altas velocidades que alcanzan cuando corren y también pueden pasar inadvertidos por los mismos cuando aplanan su cuerpo contra el piso (del Hoyo et al. 1992).

### 2.3.3. Dieta

La dieta del choique es principalmente herbívora, pero la misma varía de acuerdo a la disponibilidad de alimento y al tipo de vegetación predominante en cada hábitat. En la región patagónica de Argentina y Chile el choique muestra una dieta generalista aunque con una marcada preferencia por arbustos y/o hierbas, y con menor preferencia por las gramíneas y/o graminoideas (Jory 1975, Camezzana 1987, Pelliza

Sbriller et al. 1995, 2003). También consume ocasionalmente pequeños coleópteros y excepcionalmente restos de algún otro tipo de animal en el caso de charitos (Pelliza Sbriller et al. 2003). En la zona de precordillera andina de Mendoza la dieta del choique fue mayormente herbívora (también incluyó insectos en baja proporción) y generalista, incluyendo el 70% de las especies de plantas disponibles en el área. Sin embargo, mostró una selectividad por cierto tipo de plantas y, aunque las gramíneas son el tipo de planta dominante en el ambiente, no fueron seleccionadas con respecto a su disponibilidad (Paoletti y Puig 2007). Este uso del ambiente establece que se trata de una especie con estrategia adaptativa óptima para el tipo de ambiente de vegetación xérica con baja productividad, propia de estos lugares donde se la encuentra.

## 2.4. ARQUEOLOGÍA Y USOS HISTÓRICOS

El uso del género *Pterocnemia* por parte del ser humano está datado desde antes de la llegada de los europeos a Sudamérica. Al haber sido uno de los más grandes y más abundantes componentes de la fauna de la estepa, el choique tiene una larga historia de uso por los humanos. Hay abundante evidencia, tanto de viajeros y exploradores del último siglo, como de registros arqueológicos de muchos sitios prehistóricos, que muestran la utilización de productos obtenidos del aprovechamiento de la especie. Los registros más antiguos se remontan al Pleistoceno tardío, vinculándose con la captura para diferentes usos: utilización de su carne, plumas, piel y huevos como alimento y decoración o bien para comercializar (Adams 1908, Bertonatti 1997, Miotti y Salemme 1999, Moreno 2001, Campos et al. 2007). También se nombra a la especie en numerosas leyendas y rimas tradicionales de los pueblos originarios. Fue la especie que más aportó en porcentaje de biomasa como fuente de proteínas provenientes de la fauna silvestre en la dieta de crianceros de ganado de la zona centro y norte de la provincia de Neuquén (Funes y Novaro 1999).

Restos arqueológicos muestran que el choique existió en la isla de Tierra del Fuego con posterioridad a la ocupación humana temprana del sitio, pero que la especie ya no existía cuando llegaron los europeos a esa zona (Massone Mezzano 2001). También el registro de *R. pennata* en varios sitios arqueológicos y paleontológicos fuera de su rango de distribución actual es indicativo de que la distribución de la especie era mayor en el pasado, incluyendo a las Sierras de Córdoba y/o llanuras aledañas (Medina et al. 2011).

## 2.5. SITUACIÓN POBLACIONAL

La especie ha soportado una fuerte presión de caza, su hábitat ha sido degradado y fragmentado y coexiste con numerosas especies exóticas introducidas, domésticas y silvestres. A esto se suma que requieren grandes áreas y tienen bajas tasas reproductivas (Bellis et al. 2004, Chang Reissig et al. 2004, Barri et al. 2009a), dos atributos de historia de vida que hacen más vulnerable a una especie (Groom 2006). Sus poblaciones han declinado drásticamente y la especie se encuentra catalogada como “Preocupación Menor” por la IUCN (Birdlife International 2014). La importancia relativa y el posible impacto de cada una de las causas que se asume afectan su declinación no están exhaustivamente analizadas en toda su distribución.

En la mayor parte de los estudios que se estimó el tamaño poblacional, las densidades fueron bajas, generalmente menores a 2 ind./km<sup>2</sup> (De Lucca 1996, Novaro et al. 2000, Barri et al. 2009a, Baldi et al. 2015). Las mayores densidades registradas fueron del sur de Chile, donde en el Parque Nacional Torres del Paine se estimó una densidad aproximada de 8 ind./km<sup>2</sup> en un área muestral de 28 km<sup>2</sup> (Balmford y Barrientos 1991, citado en <http://www.cites.org/esp/cop/12/prop/S12-P15.PDF>) y en el Parque Nacional Pali Aike se estimó una densidad promedio de 3,97 ind./km<sup>2</sup> sobre un área de 31 km<sup>2</sup> en muestreos anuales entre 1995 y 2002 (Inf. personal CONAF, 2002 citado en <http://www.cites.org/esp/cop/12/prop/S12-P15.PDF>).

Prácticamente no existen datos de tendencias a largo plazo. En uno de los sitios relevados en Neuquén, una estancia privada de la zona sur, con buen manejo ganadero y baja presión de caza, existía un registro previo de densidad de choique de  $2,4 \pm 0,96$  ind./km<sup>2</sup> (del Valle 1982). En menos de 20 años se observó una declinación del 86% estimándose una densidad de  $0,33 \pm 0,21$  ind./km<sup>2</sup> (Funes et al. 2000). De acuerdo a estas estimaciones en diferentes sitios de la Patagonia, podemos reconocer la limitada información disponible ya que no existen suficientes datos de tendencias poblacionales, como así tampoco de factores y mecanismos de la dinámica poblacional. En virtud de las densidades poblacionales observadas y las grandes áreas de acción que tienen, se requieren extensas superficies para mantener poblaciones viables de esta especie.

## 2.6. CONSERVACIÓN

Las áreas protegidas se consideran herramientas adecuadas para mantener las poblaciones de especies que habitan en ellas, asumiendo que brindan protección de las actividades humanas que las amenazan. En la Patagonia argentina identificamos 19



reservas con hábitat aparentemente aptos de estepa o monte para el choique, cuyas superficies totales oscilan entre 19 a 34.671 km<sup>2</sup> (Tabla 2.1., datos obtenidos de Chehébar et al. 2013). El choique se encuentra en 12 de estas reservas, las que totalizan un área de 44.612km<sup>2</sup>, con un área promedio de 3718km<sup>2</sup> (DS = 9844km<sup>2</sup>). El área total para las 19 reservas es de 45.543 km<sup>2</sup>, con lo cual el área habitada por la especie representa aproximadamente el 98 % de toda esta superficie, pero solo el 11,15 % (4976km<sup>2</sup>) de la superficie de estas áreas protegidas con presencia de choique tienen control casi permanente. El tamaño medio de las reservas está altamente influenciado por la Reserva de Somuncura de 34.671 km<sup>2</sup> (sin sistemas de control y altamente utilizada por el ganado), con lo cual la mediana del tamaño de las reservas refleja mejor la tendencia central del tamaño, ya que representa el punto en el cual la mitad de las reservas son mayores y la mitad son menores en tamaño. La mediana del tamaño de todas las reservas es de 286km<sup>2</sup>, y la mediana del tamaño de las reservas con choique es 512 km<sup>2</sup>. Un 63% (12 de 19) de las reservas tiene presencia de choique y el 83% de las reservas (10 de 12) con presencia de choique tienen control permanente o casi permanente.

Por las dimensiones de las áreas protegidas, y considerando las densidades poblacionales y las áreas de acción del choique, es probable que pocas reservas de la Patagonia argentina alberguen poblaciones viables de choique dentro de sus límites. Por ejemplo, si estuviesen distribuidos homogéneamente, un área del tamaño mediano (286km<sup>2</sup>) albergaría solamente entre 43 (0,15 ind./km<sup>2</sup>) y 1536 (5,37 ind./km<sup>2</sup>) ñandúes petisos. Debido a esto y que una situación de homogeneidad como la descrita es altamente improbable, hacen falta medidas de conservación afuera de las reservas para asegurar la conectividad entre reservas, el resguardo de las poblaciones que rodean las áreas protegidas y un grado de protección realmente notable en la mayor parte de su distribución que puedan lograr la persistencia del choique en el futuro.

En el caso particular de Argentina, cada provincia tiene su propia normativa legal referida a la conservación y manejo de las especies de fauna silvestre, la caza en sus distintas modalidades y los criaderos de fauna silvestre con fines comercial o de exhibición. En las provincias donde el choique se distribuye, su caza está prohibida, ya sea porque se menciona expresamente o porque no se incluye dentro de las especies autorizadas para la caza en cualquiera de sus modalidades (Tierra del Fuego: ley 101/93; Santa Cruz: Ley 2373/94; Chubut: ley 3257/89; Río Negro: ley 2056/85;

Neuquén: ley 2539/07; Mendoza: ley 7308/04 y ley 6599/08 que declara a la especie como Monumento Natural).

A pesar de estar protegido por leyes en la mayoría de las provincias de Argentina donde habita, el nivel de protección efectivo no es el mismo en cada jurisdicción, ya que mientras en algunas provincias existen cuerpos de guardaparques y/o guardafaunas que cuentan con vehículos y recursos relativos para controlar y monitorear, en otras provincias eso es casi inexistente, por lo que el nivel de patrullaje y contralor es casi nulo. Obviamente que a nivel global, para la especie, lo ideal sería poder contar con un control adecuado en todas las jurisdicciones involucradas, para poder ejercer una protección integral de las poblaciones de choique ante las distintas amenazas que enfrenta, en especial la caza furtiva en las zonas más desprotegidas.

## **2.7. CONCLUSIONES**

La relación entre ciertas amenazas y las poblaciones de choique ha sido poco evaluada aunque la caza furtiva, colecta de huevos, destrucción de hábitat, depredación o competencia con el ganado doméstico podrían estar diezmando poblaciones del choique en Patagonia (Barri et al. 2008, Baldi et al. 2015). Observando la poca información disponible acerca de numerosos aspectos de su ecología y biología, advertí que resulta crucial para la conservación de la especie poder contar a corto plazo con información sobre algunos de los parámetros más importantes.

Las poblaciones de depredadores estarían suplementadas ya que los carnívoros son en general abundantes en la región y están consumiendo presas como el ganado doméstico, introducido adicionalmente a las presas nativas que ya habitaban en la zona, existiendo una competencia aparente (Novaro y Walker 2005). Por lo tanto sería de gran utilidad cuantificar este efecto para poder conocer las implicancias de este fenómeno sobre una especie tan susceptible a la depredación como es el choique, lo cual se ve exacerbado por nidificar en el suelo.

En particular para el choique, son necesarias estimaciones poblacionales más precisas y tendencias poblacionales en mayores espacios geográficos, contar con un mapa de hábitat para esta especie a nivel regional para detectar y delimitar zonas prioritarias para su supervivencia a largo plazo. En este sentido mi estudio analiza la distribución y abundancia del choique a nivel de paisaje, seleccionando de modo aleatorio las unidades muestrales dentro de este paisaje, permitiéndome observar la variabilidad existente en un amplio rango, y los factores que podrían estar influenciando

en cada sitio. Es necesario estudiar y conocer certeramente los factores de mortalidad por sitio para desarrollar estrategias de conservación efectivas y específicas adecuadas para cada lugar. Por otro lado sería de mucha utilidad conocer la oferta y demanda real de su alimentación a lo largo de su distribución (considerando la existencia de sus competidores) para estimar la población de choique que puede persistir en cada zona. Para conocer su variabilidad y el flujo génico a lo largo de toda su distribución se requiere poder determinar la estructura genética de las poblaciones. Toda esta información podría brindar los fundamentos para un manejo apropiado y eficiente para la conservación del choique, disminuyendo al mismo tiempo la vulnerabilidad de la especie en la mayor parte de su rango de distribución que aún hoy habita.

**Tabla 2.1. Áreas protegidas de Patagonia árida, área en km<sup>2</sup>, tipo de administración, grado de control por guardaparques, y presencia de choique.**

AREA PROTEGIDA	Área	Administración	Control	Choiques
<b>NEUQUEN</b>				
Reserva Provincial Domuyo	36	Provincial	Limitado	No
Reserva Provincial El Tromen	300	Provincial	Limitado	No
Reserva Provincial Copahue-Caviahue	286	Provincial	Si	No
Reserva Provincial El Mangrullo	87	Provincial	Limitado	Si
Parque Nacional Laguna Blanca	112	Nacional	Si	Si
Reserva Provincial Auca Mahuida	764	Provincial	Limitado	Si
<b>CHUBUT</b>				
Reserva Provincial Bosque Petrificado	19	Provincial	Si	No
Reserva Natural Península Valdés	4966	Provincial	No	Si
Reserva Provincial Cabo Dos Bahías	22	Provincial	Si	Si
<b>RIO NEGRO</b>				
Reserva Nacional Nahuel Huapi	59	Nacional	Si	No
Reserva Provincial Meseta de Somuncura	34671	Provincial	No	Si
Paisaje Protegido Río Limay	145	Provincial	No	No
<b>SANTA CRUZ</b>				
Parque Nacional Perito Moreno	320	Nacional	Si	Si
Parque Nacional Los Glaciares	403	Provincial	Si	Si
Monumento Natural Bosques Petrificados	784	Nacional	Si	Si
Parque Nacional Monte León	621	Nacional	Si	Si
Reserva Provincial Península San Julián	71	Provincial	Limitado	Si
Península Magallanes	87	Provincial	Limitado	No
<b>MENDOZA</b>				
Reserva Provincial La Payunia	1791	Provincial	Si	Si



**Figura 2.1.** Distribución estimada de la especie *Rhea pennata* en América del Sur (BirdLife International and NatureServe (2011), ampliada su distribución en Patagonia según datos no publicados de WCS, Programa de la Estepa Patagónica y Andina).

**Evaluación de la distribución del choique, guanaco y mara y actividades humanas para priorizar las acciones de conservación en un paisaje de Patagonia Norte**

**3.1. INTRODUCCIÓN**

La conservación solo dentro de las áreas protegidas es insuficiente en la mayoría de los lugares del mundo, especialmente para especies de gran tamaño y amplio rango de acción. Para llevar a cabo un plan de conservación a una escala significativa para estas especies, deben ser considerados grandes paisajes que incluyan tanto áreas protegidas como áreas con otros usos humanos (Polasky et al. 2005, Schuette et al. 2013a). Las acciones de conservación a esta escala son complejas debido a múltiples jurisdicciones y diferentes intereses en el uso de la tierra. La colección de los datos de especies blanco y de las actividades humanas a fin de priorizar y guiar acciones de conservación pueden ser costosas y consumir demasiado tiempo. Sin embargo, el trabajo a esta escala es generalmente necesario para mejorar las perspectivas de persistencia a largo plazo de las especies (Stokes et al. 2010).

Los corredores biológicos son herramientas para conservar especies de fauna y flora que requieren grandes áreas para sobrevivir y para evitar el aislamiento de áreas protegidas. Se propuso utilizar al guanaco como emblema de este corredor dado que es la especie de mayor tamaño en el área y tiene desplazamientos y requerimientos espaciales de gran magnitud, por lo que su conservación y el mantenimiento de sus desplazamientos pueden servir como paraguas para la conservación de muchas otras especies tales como el choique (*Rhea pennata*) y la mara (*Dolichotis patagonum*), al reducir las amenazas que las perjudican y así incrementar sus chances de supervivencia en el largo plazo. Sin embargo, la conservación de todas las especies que lo habitan y del hábitat debe ser igualmente prioritaria en esta iniciativa. La protección de la vegetación, el agua y otros recursos clave para la supervivencia de estos animales autóctonos es imprescindible para asegurar la funcionalidad del corredor propuesto. Debido a la falta de datos de abundancia en choique y mara en este amplio paisaje es necesario trabajar para obtener estimadores de estas dos especies.

Trabajé en este paisaje para apoyar a la implementación del Corredor del Guanaco con acciones de conservación a esta escala, enfocándome mayoritariamente en el choique, el segundo herbívoro más grande del Corredor del Guanaco, pero sobre el cual se sabe mucho menos en esta área. Un estudio de simulación con oso grizzli (*Ursus arctos*) y lobo (*Canis lupus*) sugiere que la conectividad entre reservas es más importante que el tamaño de la reserva para la persistencia a largo plazo de las especies (Carroll et al. 2004). De esta manera, si las amenazas fuera de la reserva, como la caza y la recolección de huevos de choique, pueden ser minimizadas por acciones de conservación la probabilidad de persistencia de esta especie incluso en las grandes áreas protegidas podría aumentar.

Dentro de la Reserva La Payunia las especies nativas pueden seguir viviendo de la forma que lo han hecho durante miles de años debido a que la presión de caza y las cargas ganaderas son bajas en el área, existen pocos alambrados y relativamente pocos caminos. Fuera de la mencionada área protegida la situación es diferente, ya que entre La Payunia y el río Colorado hay persistencia de cacería, ganadería extensiva y desarrollo petrolero y minero. Por otro lado, en la provincia de Neuquén el desarrollo petrolero está permitido dentro de reservas provinciales, así que en el área de la Reserva Auca Mahuida existe una densa trama de picadas petroleras que provee acceso a los cazadores furtivos en las zonas más bajas. Estas picadas han empezado a cerrarse recientemente, lo cual puede permitir recuperar las poblaciones de especies nativas, si se los deja de cazar en las zonas más bajas. Sin embargo, sigue siendo un área de mucha actividad petrolera, con por lo menos 87 pozos activos e incluso se está empezando a desarrollar el controvertido método de extracción horizontal (fracking) dentro de la reserva (Walker et al. 2014, Sigouin 2014).

El muestreo de un conjunto de sitios al azar para detectar la presencia de una especie puede ser usado para una evaluación rápida de la distribución de especies dentro de un amplio paisaje. Sin embargo, el error de considerar la probabilidad de que una especie este presente sin ser detectada lleva a una subestimación de la distribución y por lo tanto sesga las conclusiones (MacKenzie et al. 2003). Estudios recientes en modelos de ocupación nos proveen de medios para estimar la probabilidad de detección y reducir el sesgo mediante muestreo múltiple. Esta metodología está siendo cada vez más utilizada para una variedad de propósitos a escala de paisaje, tales como priorizar planes de conservación para aves de bosque (De Wan et al. 2009), analizando efectos del uso de la tierra sobre la diversidad de carnívoros (Schuette et al. 2013b), evaluando la

efectividad de un plan de conservación regional multi-especies (Weller 2008), y determinando la distribución a nivel de paisaje de tigres (Karanth et al. 2011).

La estepa y el matorral Patagónicos y del sur de Argentina, como la mayoría de los hábitats mundiales, han sido drásticamente modificados en el último siglo por actividades humanas. Solo un 0,7% se designan como áreas protegidas con planes de manejo y patrullas de guardaparques regulares (Chehébar et al. 2013). La conservación de la fauna silvestre en esta región requiere tanto el fortalecimiento de las áreas protegidas como mejorar las condiciones para la fauna silvestre fuera de las mismas. Los herbívoros principales la Patagonia norte incluyen al guanaco, al choique, y a la mara.

Para apoyar al desarrollo de una estrategia de conservación para estas especies en un paisaje de 20.000 km<sup>2</sup>, intenté identificar cómo las diferentes amenazas potenciales pueden impactar en sus estatus. En este capítulo pongo a prueba la Predicción 1- La distribución del choique en este paisaje se ajustará mejor a un modelo basado no solo en variables de hábitat (productividad primaria, elevación y pendiente del terreno) y distribución de posibles predadores y competidores nativos, sino considerando simultáneamente densidad de ganado, lagomorfos introducidos y caminos, y distancia a caminos, localidades y puestos. De este modo, mi objetivo principal en este estudio fue evaluar la distribución de choiques y las actividades humanas asociadas a éstos en este paisaje amplio con múltiples usos. Dentro del paisaje, tenía datos de distribución de la especie solo de un pequeño sector. Evalué rápidamente su distribución total y simultáneamente evalué cuales amenazas fueron más relevantes para abordar en este paisaje. De este modo, el estudio fue diseñado con el choique en mente, una especie que históricamente probablemente ocupaba la mayor parte de este paisaje excepto en las altitudes más elevadas.

Mi objetivo secundario fue evaluar las distribuciones y actividades humanas asociadas con las distribuciones de dos grandes especies de herbívoros de este paisaje, la mara y el guanaco. La mara es un gran (8-16 kg) roedor cávido restringido a áreas con suelos adecuados. Se considera en declinación debido a pérdida de hábitat, competencia con ganado y liebres introducidas, y por la caza furtiva (Ojeda y Pardini 2008). La distribución actual de la mara dentro del paisaje no se conocía, aunque históricamente se debe haber limitado a áreas con condiciones adecuadas de hábitat. El guanaco, un camélido Sudamericano, es el herbívoro dominante de la estepa y el matorral, y ha sufrido una reducción del 60% de su rango debido a caza furtiva,



competencia con ganado, y pérdida de hábitat (Baldi et al. 2010). Esta especie es probable que históricamente también usara el paisaje completo. Existía un conocimiento más detallado de su distribución y abundancia dentro del paisaje que para otras especies, así como información sobre las actividades humanas que afectan su abundancia en sitios específicos (Radovani et al. 2014). Sin embargo, intenté evaluar las actividades humanas asociadas con la distribución de esta especie en todo el paisaje, a fin de evaluar los impactos potenciales de estas actividades a nivel de paisaje.

Las actividades humanas que consideré que potencialmente pudieron tener los impactos mas grandes sobre la distribución y abundancia de la fauna silvestre fueron la caza y la ganadería. Hay dos tipos principales de caza en la región, la caza por cazadores furtivos, mayoritariamente residentes urbanos, desde vehículos a lo largo de los caminos, y la caza por pobladores rurales desde el caballo. Las intervenciones para los dos tipos de caza van a ser diferentes. La caza furtiva puede afectar los herbívoros nativos a través de diversos mecanismos, incluyendo la competencia directa por agua y comida, la persecución por productores de ganado, la transmisión de enfermedades del ganado a la fauna silvestre, y la competencia aparente entre el ganado y las presas nativas vía suplementación de predadores nativos con el ganado (Karesh et al. 1998, Beldomenico et al. 2003, Baldi et al. 2004, Novaro y Walker 2005, Barri et al. 2008, Pedrana et al. 2010, Pedrana et al. 2011, Schroeder et al. 2013, Radovani et al. 2014).

Este diseño, basado en modelos de ocupación con covariables relacionadas a diferentes actividades humanas, me permitió evaluar simultáneamente la distribución de estas especies y coleccionar información preliminar sobre las actividades humanas más relevantes para apuntar al manejo adaptativo sobre el paisaje. Este enfoque puede ser muy útil para planificar la conservación en grandes áreas de uso múltiple donde la información sobre distribución de especies blanco y actividades humanas, así como también las relaciones entre las distribuciones de animales y las actividades humanas, se precisan en un período corto de tiempo.

## **3.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **3.2.1. Colecta de datos**

Dividí el área de estudio en una grilla de celdas de 2 km de lado, y eliminé aquellas inaccesibles debido a la altura y a falta de caminos o huellas cercanas. Utilicé el programa PRESENCE (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software>) versión 4.2 (Hines

2006) para determinar el esquema de muestreo basándome en simulaciones usando las probabilidades de detección y de ocupación de un estudio piloto realizado en choique con metodología de muestreo similar. Determiné que con 105 sitios muestreados dos veces, incluyendo un subset de 20 sitios muestreados más intensamente (4 veces), podía lograr una estimación de ocupación de 0,826,  $ES = 0,032$ , cuando la ocupación real fue del 83%. Seleccioné al azar las 105 celdas para muestrear, de un total de 4741 celdas en la grilla. Utilicé un diseño de estación simple, y por los altos costos en tiempo y dinero para llegar a cada sitio, hice muestreo espacial repetido de cada celda en el mismo día, en lugar de muestreo repetido en el tiempo (MacKenzie et al. 2006). Cada muestreo fue una transecta (con orientación y punto de inicio elegido al azar) dentro de la celda, realizadas todas las transectas que correspondían a cada unidad muestral en el mismo día. Las celdas que fueron muestreadas más intensamente también fueron elegidas al azar. El muestreo se llevó a cabo desde septiembre de 2008 a marzo de 2009, durante primavera y verano.

Utilicé muestreo de signos en vez de observaciones directas de animales sobre las transectas debido a la baja densidad de todas las especies, que llevaría a tamaños de muestra bajos. El estudio piloto y estudios previos de mi equipo de trabajo sobre choique demostraron que las transectas de signos y las transectas basadas en observaciones directas de choique están altamente correlacionadas, y que el uso de observaciones directas tiende a subestimar la abundancia de choique, especialmente en áreas de baja densidad (Rivas 2004). El muestreo se basó en observación y registro de signos caminando a lo largo de transectas de 1000 m de longitud.

Registré fecas y otros signos (carcasas, huellas, plumas) de choiques, guanacos, y maras encontrados a lo largo de cada transecta. Registré la categoría de edad de cada feca de choique como “fresca” (verde por dentro y por fuera), “semi-fresca” (verde por dentro y gris por fuera) y “vieja” (gris por fuera y por dentro y parcialmente desintegrada). Una transecta se consideró como ocupada por la especie si al menos un signo de esta especie se encontró dentro de la misma. Además, para estimar la proporción de cada transecta utilizada por ganado y especies exóticas, coloqué un aro de 1 m de diámetro en el piso cada 10 m recorridos de la transecta y registré si se encontraba dentro del aro algún signo de oveja, chivo, caballo, vaca, liebre europea, y/o conejo. La proporción de transecta ocupada por ganado mayor (vaca/caballo) y ganado menor (oveja/chivo) y por lagomorfos exóticos (liebre/conejo) fue calculado como el

número de aros con signos de estas especies dividido en 100 (número de aros por transecta).

Para cada celda estimé covariables relacionadas a hábitat, caza, y ganadería (Tabla 3.1.). Las covariables de hábitat incluyen NDVI, como medida de productividad, elevación, y pendiente del terreno. NDVI es un Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI según siglas en inglés), un sencillo indicador gráfico basado en imágenes satelitales que evalúa la cobertura de vegetación verde viva. Trabajando con imágenes de 0,05° con valores de NDVI mensuales de archivos de IDRISI 16 que derivan de imágenes satelitales de MODIS 0,5 × 0,5° procesadas por el Centro de Vuelos Especiales Goddard de NASA (Clark Labs 2009), extraje los valores NDVI promedio para cada celda para el mes en el cual fue muestreada la misma. La elevación de cada celda fue calculada como la elevación promedio de los puntos iniciales y finales de cada transecta dentro de la celda, obtenidos con un GPS manual. La pendiente fue calculada como el porcentaje promedio de pendiente por celda, obtenida mediante el modelo de elevación digital (siglas en inglés DEM) usando la extensión Spatial Analyst de ArcMap 9.2 (ESRI) (Gibson et al. 2004).

Utilicé densidad de caminos dentro de cada celda (incluyendo caminos de exploración petrolera), distancia al camino público más cercano y distancia al pueblo más cercano como medida de acceso a cazadores furtivos (Radovani et al. 2014), y distancia al puesto más cercano como medida de presión de caza por puesteros (Tabla 3.1.). Para ganado, utilicé la proporción de cada transecta usada por ganado mayor y ganado menor, como describí más arriba. Para maras también incluí liebre europea como competidor potencial. Se incluyeron entre los modelos evaluados, las otras dos especies autóctonas como posibles competidores. Digitalicé caminos y picadas petroleras como se ven en Google Earth 6.0 y calcule la densidad (km/km<sup>2</sup>) de estos caminos dentro de cada celda muestreada usando ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, California, USA). La ubicación de los puestos más cercanos fue registrada en el campo con GPS o visualizada en Google Earth, y luego agregadas como una capa de puntos de GIS. Medí la distancia desde el punto central de cada celda al pueblo más cercano, al camino más cercano y al puesto más cercano en ArcGIS.

Finalmente, también consideré factores que pueden estar afectando la detección de signos en las transectas y los incluí como covariables a la estimación de probabilidad de detección. Ya que los signos están en el suelo en áreas mayoritariamente de baja cobertura y estatura de vegetación, consideré que el ángulo del sol, como se refleja por

la hora del día (mañana/mediodía/tarde) puede afectar la visibilidad de los signos. La mayoría de las transectas fueron hechas por mí, entonces considere que mi experiencia con la detección de signos podía ser una posible influencia en la probabilidad de detección, entonces incluí el observador como una covariable adicional en la estimación de probabilidad de detección.

### 3.2.2. Análisis de los datos

Utilicé modelos de ocupación calculados con el programa PRESENCE versión 4.2 (Hines 2006) para evaluar la probabilidad de ocupación de diferentes especies (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie et al. 2003). Estos modelos se basan en un método de máxima verosimilitud para estimar la ocupación cuando la probabilidad de detección de una especie es  $<1$ . Los modelos de ocupación proveen una estimación de ocupación ( $\psi_i$ ) que incorpora una probabilidad de detección ( $p$ ). La inclusión de covariables para ocupación proporciona un modo de evaluar su impacto sobre la ocupación, y las covariables para detección proporcionan estimaciones más robustas de la ocupación. Primero modelé la probabilidad de detección con covariables, y para cada especie identifiqué aquellas que mejoran los modelos con respecto al modelo sin las covariables. Para cada especie utilicé las covariables de detección en el modelo de menor Criterio de Información de Akaike (siglas en inglés AIC) en el posterior modelado de ocupación.

Calculé correlaciones de Pearson entre todas las covariables de ocupación, y luego evalué modelos con todas las combinaciones posibles de variables no correlacionadas (Tabla 3.2.). Las variables con amplio rango de valores no cercanos a 1 (NDVI, pendiente, elevación, densidad de caminos, distancia al puesto más cercano, distancia al pueblo más cercano) fueron normalizadas. Evalué bondad de ajuste para los modelos más completos usando la adaptación de Mackenzie-Bailey del test de chi cuadrado de Pearson (MacKenzie y Bailey 2004).

Para cada modelo de ocupación calculé el AIC, una medida de ajuste y precisión del modelo, y ordené los modelos de menor a mayor AIC. A diferencia de los análisis estadísticos tradicionales, no busqué un único “mejor” modelo, sino más bien modelos que mejoren el estimador de ocupación y las covariables asociadas a esos modelos (Burnham y Anderson 2002). Para cada modelo calculé el peso de Akaike normalizado como medida de plausibilidad relativa. Calculé la diferencia del peso de Akaike entre cada modelo y el modelo de menor AIC (delta AIC) y consideré que un delta AIC $<2$

indicaba que un modelo era igualmente plausible al modelo de menor AIC (solo se reporta en la tabla los modelos con delta AIC menores a 2). Para evaluar la importancia relativa de cada covariable en relación a la presencia de la especie, calculé un peso de importancia para todas las covariables de los modelos con delta AIC<2 sumando los pesos de AIC de cada modelo que contenía esta variable (Cooch y White 2007). Esto me permitió hacer inferencias acerca de la importancia relativa de cada covariable individual cuando diferentes modelos fueron apoyados casi de igual forma.

Como los modelos con covariables proporcionan estimadores de ocupación y detectabilidad específicos de sitio, este análisis no da un único estimador de esos parámetros. Por eso informé el rango de probabilidades de ocupación y los errores estándares de ocupación para diferentes sitios bajo cada modelo. Para proporcionar una medida de variabilidad para éstos, pesé cada ocupación específica de sitio y error estándar por el peso del modelo y sumé todos los modelos igualmente plausibles. Promedie éstos y calculé un coeficiente de variación ponderado (CV) dividiendo los errores estándares ponderados por el *psi* ponderado para cada sitio y promedie sobre todos los sitios. Finalmente, para obtener una estimación global del impacto potencial para abordar diferentes amenazas sobre el conjunto de especies, sumé los pesos de importancia para todas las covariables relacionadas a los humanos a través de las tres especies (Schuette et al. 2013b).

### 3.3. RESULTADOS

Encontré evidencia de choque en el 59% (estimador de ocupación naïve) de las celdas (considerando solo las fecas frescas y semi-frescas), de mara en 31% de las celdas y de guanacos en el 12% de las mismas (Figs. 3.1.- 3.3.). En todos los casos que tuve observación directa de estas especies, también había registro de signos dentro de las transectas muestreadas. Los choques se encontraron en la mayor parte del área de estudio, y las maras estaban ausentes en la porción más al norte del área de estudio y alrededor del Río Colorado. La mayor parte de los signos de guanacos fueron encontrados dentro de la Reserva La Payunia, que protege la población más grande de la región. Para choques, el modelo de ocupación más completo usando solo las fecas frescas y semi-frescas no ajustó a los datos ( $\chi^2= 49,267$ ,  $p= 0,0099$ ,  $df=7$ ), pero el modelo que incluyó todas las fecas sí lo hizo ( $\chi^2= 26,474$   $p= 0,277$ ,  $df=7$ ). De este modo, utilicé las fecas de todas las categorías de edad en el resto de los análisis. El

modelo más completo para mara ( $\chi^2=16,162$ ,  $p= 0,505$ ,  $df=5$ ) y guanaco ( $\chi^2=28,521$ ,  $p= 0,178$ ,  $df=6$ ) sí ajustó a los datos.

En los modelos de probabilidad de detección para choique, el AIC menor se obtuvo usando el rango horario del día como covariable (Tabla 3.3.). La detectabilidad de signos de choique fue muy alta, con estimadores que iban desde 0,738 a 0,905 cuando el rango horario del día se incluía como covariable (Tabla 3.4.). La probabilidad de detección fue mayor al mediodía, más baja en la mañana y la menor en la tarde. Diez modelos fueron igualmente plausibles ( $\Delta AIC < 2$ ; Tabla 3.4.). Los choiques fueron encontrados en áreas de mayor elevación y mayor pendiente, con baja productividad, aunque la productividad tuvo mucha más importancia relativa que la elevación y la pendiente. Con respecto al ganado, los choiques fueron encontrados donde había menos chivo, oveja, vaca y caballo, siendo el ganado menor de mayor importancia que el ganado mayor. Finalmente, para las covariables relacionadas a caza, los choiques se encontraron más cerca de caminos y alejados de los puestos, en áreas con menos caminos (Tabla 3.5. y 3.6.). Tres covariables tienen mucho más peso de importancia que las otras: chivo/oveja (-), distancia al camino más cercano (-), y NDVI (-) (Tabla 3.5.). La probabilidad de ocupación de diferentes sitios ( $psi$ ) bajo los modelos van desde 0,31 a 0,93, con un CV promedio ponderado del 10% (Tabla 3.4.).

Para las maras, ni el horario del día ni el observador como covariables de la probabilidad de detección bajaron el AIC (Tabla 3.3.). La probabilidad de detección fue muy baja (media=0,13) e imprecisa (ES medio=0,30; Tabla 3.7.). Trece modelos fueron igualmente plausibles (Tabla 3.7.). En términos de hábitat, las maras fueron encontradas en áreas más planas de productividad alta. Las maras estaban positivamente asociadas al ganado y a lagomorfos exóticos. Con respecto a las variables de caza, las maras eran más propensas a encontrarse en áreas con menos caminos, pero cercano a caminos y puestos (Tablas 3.8. y 3.9.). La densidad de caminos fue la covariable con peso de importancia mayor para las maras, con un peso dos veces más grande que la covariable que le seguía en peso de importancia (Tabla 3.8.). La probabilidad de ocupación por sitio bajo diferentes modelos fluctuaba entre 0,06 y 0,78, con un CV promedio ponderado del 26 % (Tabla 3.7.).

Para los guanacos, el modelo de probabilidad de detección con menor AIC contenía el observador como covariable (Tabla 3.3.). El observador principal tuvo una probabilidad de detección mayor que el resto de los observadores. La probabilidad de detección de signos fue mayor, fluctuando entre 0,73 y 0,95 en los diferentes sitios bajo

diferentes modelos (Tabla 3.10.). Cinco modelos fueron igualmente plausibles. En términos de covariables relacionadas al hábitat, los guanacos eran más propensos a encontrarse en áreas más altas y con más pendiente. El ganado, tanto mayor como menor, estaba negativamente asociado a los guanacos. Entre las covariables relacionadas a caza, los guanacos eran más propensos a encontrarse donde hay menor cantidad de caminos (Tabla 3.11. y 3.12.). El ganado menor (oveja/chivo) fue la covariable mas importante con casi el doble de peso que la pendiente, la covariable que seguía en peso de importancia hacia abajo (Tabla 3.11.). La probabilidad de ocupación para diferentes sitios como se estimó bajo diferentes modelos fluctuaban desde valores cercanos a 0 hasta 0,84, con un CV promedio ponderado del 58 % (Tabla 3.10.).

Cuando los pesos de importancia para las covariables fueron sumados entre especies, la covariable que mayor peso tuvo fue la proporción de ganado menor (Tabla 3.13.). Este peso de importancia global (para las tres especies en conjunto) fue negativo a pesar de que la relación con maras era positiva, debido al alto peso negativo para guanacos y choiques. La densidad de caminos tiene el segundo peso de importancia, y en este caso tiene un peso negativo para las tres especies. A pesar de que la distancia al camino más cercano no estaba asociada a la presencia de guanaco, esta fue la siguiente covariable hacia abajo, debido a la alta asociación negativa con choiques y maras. El peso de importancia global para ganado mayor y distancia al puesto más cercano también fueron negativos.

### **3.4. DISCUSIÓN**

Este tipo de análisis que utiliza la suma de pesos de importancia de cada variable sobre las especies estudiadas, me permite llegar a conclusiones considerando una aproximación comunitaria más allá de analizar cada especie por separado (Schuette et al. 2013b). Los pesos de importancia obtenidos para covariables relacionadas a diferentes amenazas permiten establecer hipótesis para guiar acciones de conservación para una intervención adaptativa dentro de este paisaje, un método que puede ser utilizado para planes de conservación similar en otras áreas. El análisis no pretende permitir conclusiones fuertes acerca del poder explicativo de las covariables (Schuette et al. 2013b), ni los resultados específicos pretenden ser extrapolados a otros paisajes. El factor más importante asociado a la distribución del conjunto de especies en el paisaje fue la densidad de chivo y oveja. Esto sugiere que las intervenciones que reduzcan el impacto del ganado menor van a tener los mayores impactos sobre la

conservación de estas especies. Sin embargo la investigación no define mecanismos definitivos a través de los cuales los chivos y las ovejas están negativamente asociados con choiques y guanacos, y positivamente con maras, entonces las acciones de conservación inicial deben estar basadas en hipótesis acerca de estos mecanismos, complementados por la investigación previa y otra información del paisaje. A continuación expongo posibles mecanismos para explicar estas relaciones, basándome en la información disponible de estas especies y de especies emparentadas en ambientes similares.

Algunos posibles mecanismos para la fuerte relación negativa entre densidad de ovejas/chivos y choiques y guanacos incluyen la competencia directa e indirecta, la degradación de hábitat resultante del intenso sobrepastoreo en áreas con más oveja y chivo, y a la persecución o mayor presencia de criadores de oveja y chivo en áreas más intensamente utilizadas por su ganado. En estudios en otras partes de Patagonia, los choiques no parecen estar negativamente afectados por altas densidades de oveja ni fuertemente afectadas por sobrepastoreo, tienen un solapamiento de la dieta con oveja solamente durante parte del año, y la caza intensa y la colecta de huevos parecen tener un efecto más fuerte que el sobrepastoreo sobre sus densidades y su éxito reproductivo (Barri et al. 2008, Puig et al. 2013). Es por esto que asumo que para los choiques, el mecanismo para la relación negativa con ovejas y chivos en nuestra área de estudio puede ser persecución por o mayor presencia de crianceros en áreas con más oveja y chivo. Alternativamente, los chivos son mucho más abundantes que las ovejas en este área, y no podemos excluir un impacto negativo de mayor competencia con chivos que con ovejas (González et al. 2012 y capítulo IV). Además, los predadores superiores como los pumas y zorros colorados, son abundantes en el paisaje, con ataques frecuentes sobre el ganado (González et al. 2012) entonces no podemos descartar un efecto de “competencia aparente” debido a las grandes cantidades de chivos que suplementan a los predadores, que a su vez limitan a poblaciones menos abundantes como las de choique (Holt 1977, Roemer et al. 2002, Novaro y Walker 2005).

Para los guanacos, el mecanismo de una relación negativa con el ganado es más probable que sea competencia directa. El hecho de que los guanacos se encuentren en áreas más secas hace que la degradación de su hábitat sea un mecanismo improbable. Otros estudios han encontrado una fuerte relación negativa entre guanacos y densidad de ovejas (Baldi et al. 1997, Pedrana et al. 2010), y chivos (Schroeder et al. 2013), y hay suficiente evidencia de que el mecanismo es por competencia directa por forraje (Baldi



et al. 2001, Baldi et al. 2004, Burgi et al. 2012). Sin embargo la persecución por crianceros y puesteros y sus perros es común (obs. pers.) y puede también contribuir a la relación negativa encontrada en este paisaje.

La mara es mucho más especialista de hábitat que las otras dos especies, y su asociación positiva con el ganado puede deberse a una preferencia por hábitat más abiertos, debido a su estrategia para escapar de predadores basada en detección temprana y escape rápido hacia la seguridad de una madriguera. Las maras tienen un éxito reproductivo más alto en áreas abiertas (Baldi 2007, Rodriguez 2009), y las áreas más abiertas están temporariamente cubiertas con hierbas anuales en primavera, resultando en un aumentado recurso de alimentos en esta etapa crítica del año (Alonso Roldan 2012). Las áreas en este estudio con más ganado deben ser más abiertas por el alto sobrepastoreo y pisoteo. Altas densidades de oveja y chivo pueden también aumentar la riqueza de recursos para maras vía fertilización de la vegetación con su excremento (Taber y Macdonald 1992). A pesar de la posibilidad de facilitación de las maras por el ganado, la fuerte asociación negativa con choiques y guanacos indica que es importante trabajar con los residentes rurales para reducir la persecución y para encontrar modos para reducir la competencia directa, disminuyendo las densidades de ganado, haciendo cambios en el manejo del ganado, o mejorando la condición de pastizales para aumentar la disponibilidad de forraje.

El alto peso de importancia sumado para densidad de caminos indica que el próximo factor más importante para tener en cuenta para las tres especies dentro de este paisaje es la caza furtiva desde caminos, que se lleva a cabo mayoritariamente por cazadores de las ciudades, pueblos y campos petroleros. En Patagonia sur, la ocurrencia de guanaco aumenta con la distancia a ciudades y campos petroleros, las fuentes más comunes de cazadores (Pedrana et al. 2010). En un estudio previo dentro de mi área de estudio, la densidad de caminos, incluyendo picadas de exploración viejas, fue el factor más importante que afectó la densidad de guanaco en y alrededor del área protegida Auca Mahuida (Radovani et al. 2014). Las asociaciones de hábitat con espacios más abiertos pueden llevar a las maras a un mayor contacto con cazadores urbanos. El cierre de picadas petroleras en desuso que proveen acceso a los cazadores urbanos con vehículo y el aumento de controles de guardaparques son las principales intervenciones para apuntar a este tipo de caza, y mis resultados sugieren que esto puede tener un impacto positivo sobre todo el grupo de grandes herbívoros.

El notable peso de importancia negativo para densidad de caminos parece ser contradictorio con mis resultados mostrando que los choiques y las maras son más propensos a encontrarse cerca de caminos, ya que he conceptualizado tanto la distancia como la densidad de caminos como indicadores de presión de caza por cazadores furtivos de vehículos. Ambas especies eran más propensas a encontrarse cerca de caminos principales, aunque sus asociaciones negativas con la densidad de caminos sugieren que eran negativamente impactadas por caza desde los caminos. Las maras pueden usar los caminos y senderos como corredores entre porciones diferentes de sus áreas de acción (Alonso Roldan 2012), y ambas especies pueden ser atraídas para forrajear a lo largo de los caminos donde el ganado está excluido (Fahrig y Rytwinski 2009), a pesar del riesgo de caza.

Los choiques también fueron más propensos a encontrarse a mayores distancias de puestos, y la carne y huevos de choique son codiciadas comidas para la gente de campo en esta área (Funes y Novaro 1999). Los choiques son difíciles de cazar desde un vehículo, y el método tradicional de caza es con una “boleadora”, una piedra unida por una cuerda que es revoleada por un cazador desde arriba del caballo para enredar las patas del choique. A pesar de que es un tipo de caza ilegal, es un método ampliamente extendido en este paisaje (obs. pers.). Incluso actualmente la boleadora está confeccionada con materiales nuevos, como caucho de cubiertas. Asumo que la mayor probabilidad de encontrar choiques cerca de los caminos puede ser en parte porque los cazadores rurales son menos propensos de realizar esta forma conspicua de caza ilegal cerca de caminos públicos donde pueden ser divisados por guardaparques u otros transeúntes. De este modo, los choiques, a diferencia de los guanacos, que son más fáciles de cazar desde un vehículo, pueden encontrar refugio de la caza por residentes rurales cerca de caminos públicos. Por otro lado, también los carnívoros se encuentran a mayor distancia de los caminos públicos (capítulo V), y es posible que los choiques y maras encuentren un efecto refugio cerca de caminos, tanto de cazadores humanos como de predadores carnívoros, similar a lo que se ha encontrado para herbívoros en América del Norte (Berger 2007, Shannon et al. 2014). Es más difícil para los guardaparques monitorear y controlar la caza desde arriba de un caballo que la caza desde vehículos. Para este tipo de caza puede ser necesario trabajar directamente con la gente para reducir sus motivos de caza.

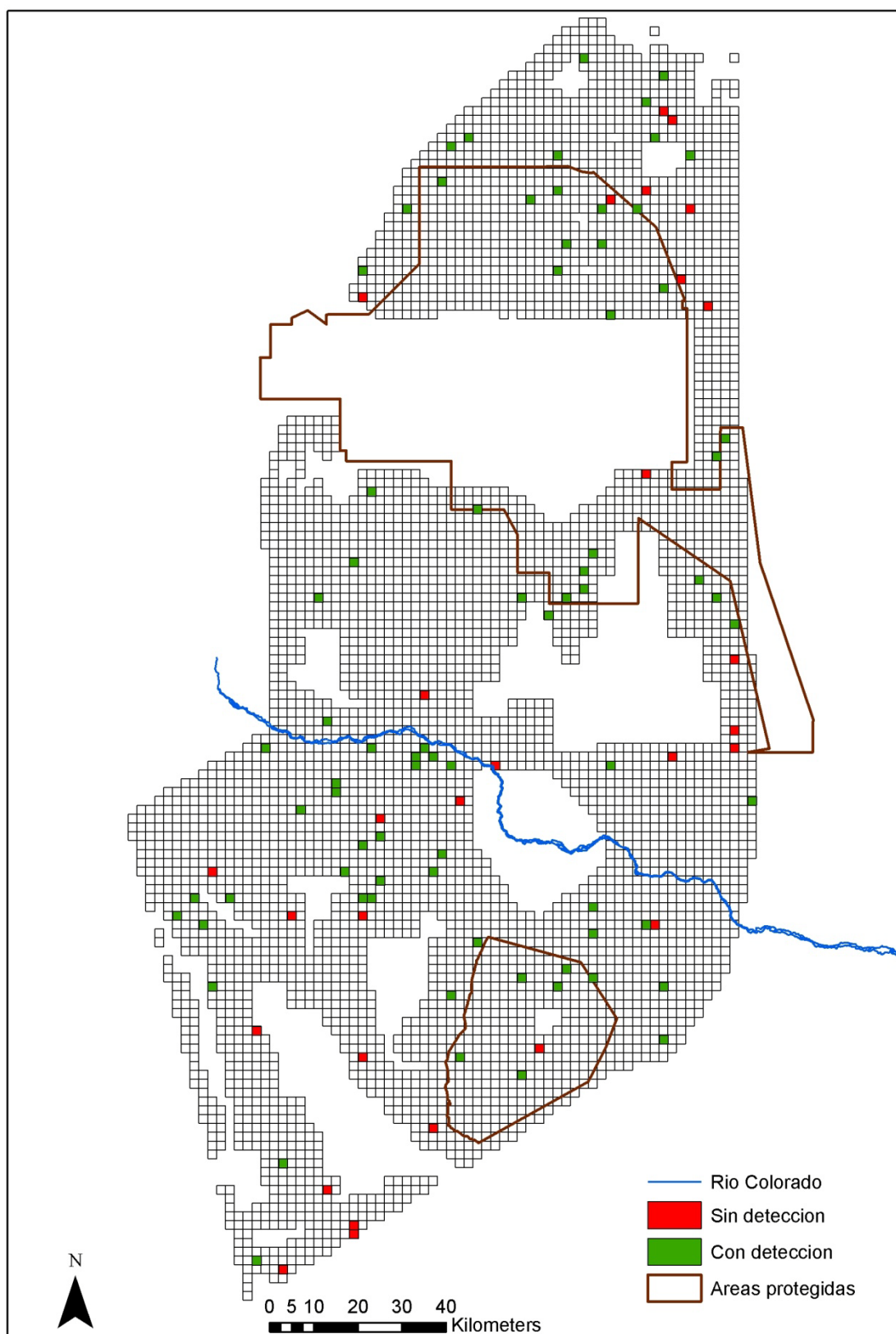
Mis estudios previos en el área muestran que la estimación directa (basada en avistajes) de choiques y maras es difícil porque la detectabilidad en algunos tipos de

hábitat es muy baja (Rivas 2004). Las estimaciones poblacionales de choiques basadas en transectas de signos con un índice calibrado son mayores a las basadas en conteos directos, indicando que muchos animales no son detectados en conteos directos, como es el caso de muchas especies (Karanth et al. 2011). La robustez de las estimaciones basadas en signos puede ser aumentada incluyendo covariables fáciles de coleccionar que afecten la probabilidad de detección en este estudio, como el observador o la hora del día. Los guanacos son fácilmente divisibles, y su abundancia puede ser monitoreada a través de transectas vehiculares. Sin embargo, las transectas al azar a pie en este estudio basadas en signos quizás reduce el error causado por la limitación que tienen las transectas vehiculares en áreas con caminos. Además, el monitoreo de ocupación a lo largo del paisaje basado en signos es más rápido y puede dar un mejor índice del nivel de conectividad, particularmente en áreas de densidades bajas de guanaco, entre las pocas poblaciones abundantes.

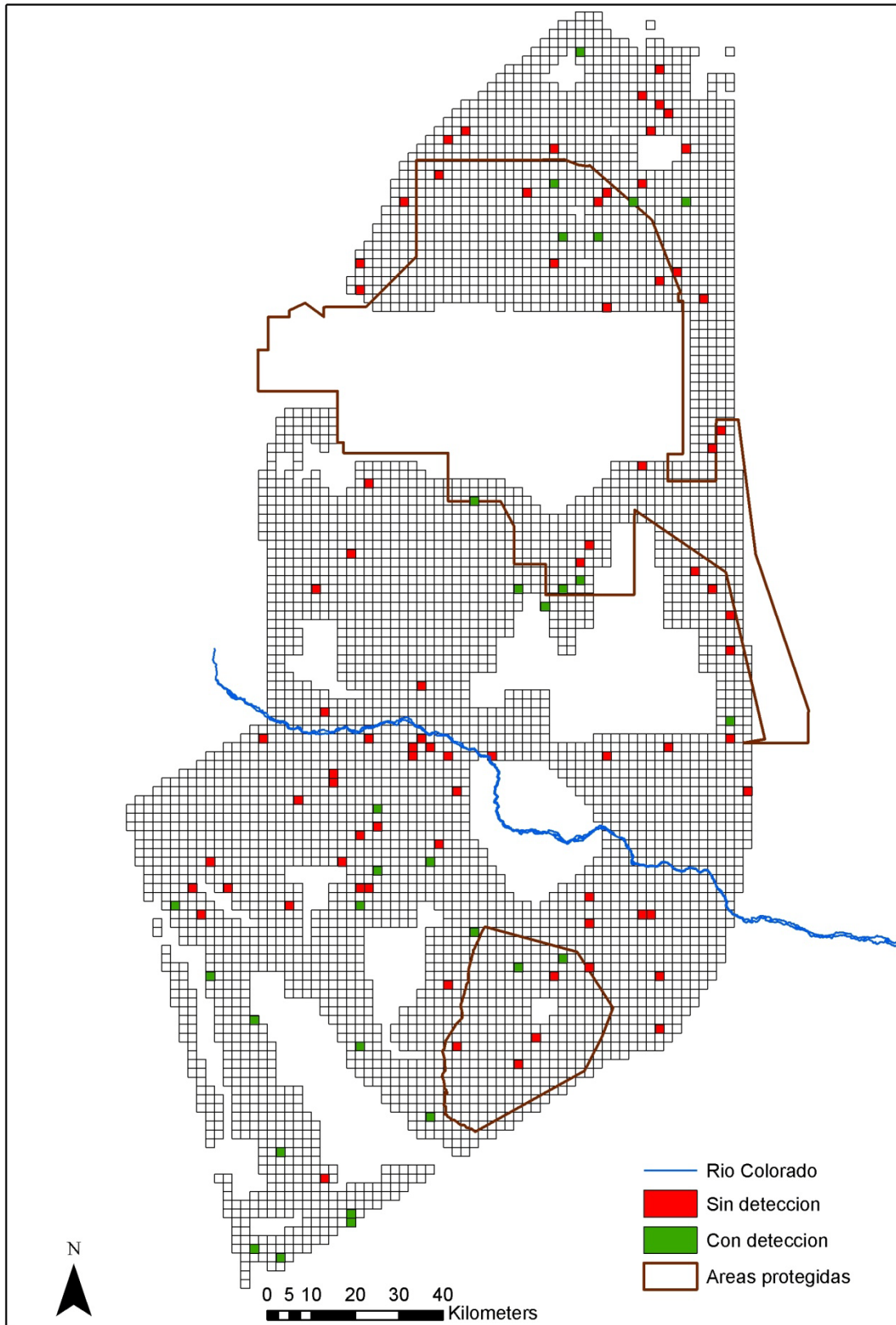
Sin embargo, mis transectas a pie fallaron en la detección de guanacos en algunos sitios donde se sabía que estaban presentes, indicando que mi estimación global de área ocupada por guanacos está sesgada hacia abajo. Sugiero entonces que aun para especies en las cuales las transectas de línea basadas en avistajes son posibles, se pueda complementar estos datos a un nivel de paisaje con datos de ocupación en sitios al azar basándose en signos (Westcott 1999, Karanth et al. 2011).

A pesar de que las probabilidades de detección fueron altas para choiques y guanacos, la baja probabilidad de detección para mara indica que el diseño puede no ser el apropiado para monitorear esta especie. Como ocurre en ciertas especies de salamandras que observaron la importancia de estimar probabilidades de detección y ocupación en lugar de usar una proporción desajustada de sitios donde se observa la especie, en la cual la probabilidad de ocupación se confunde con la probabilidad de detección (Bailey et al. 2004). Las transectas lineales al azar pueden fallar en la detección de especies debido a su distribución en parches y su uso del hábitat. Para esta especie de tamaño menor y forrajero de lugares centrales (Taber y Macdonald 1992) el tamaño de la celda en la grilla puede incluso ser grande. Cuando se consideran estudios de ocupación basados en signos como éste para monitorear múltiples especies, pueden requerirse adaptaciones al diseño de estudio para proveer estimadores robustos para las diferentes especies. En general, son necesarias probabilidades de detección de al menos 0,15 para obtener estimaciones de ocupación fiables (Bailey et al. 2004).

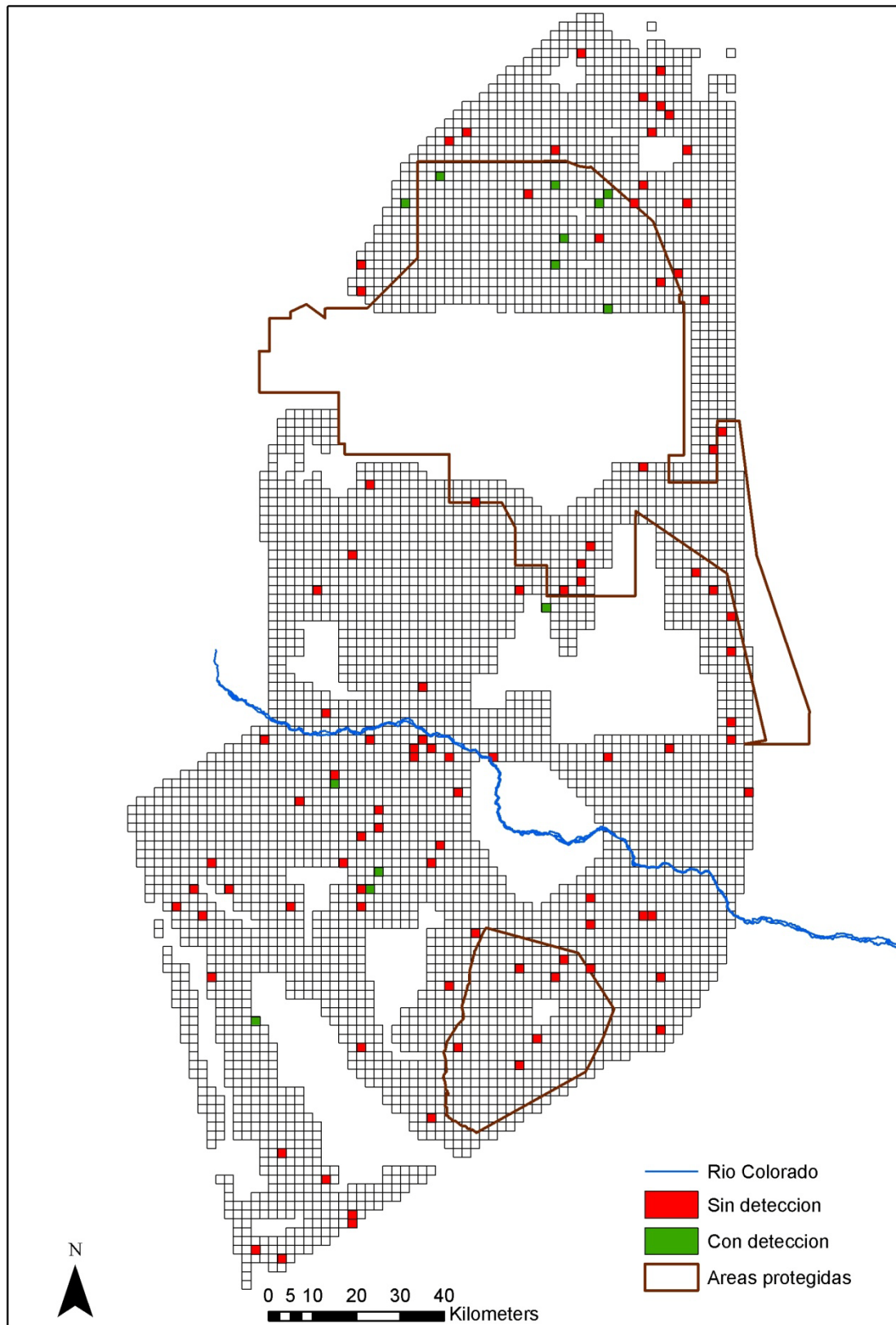
Este estudio proporciona guías para la planificación y priorización de acciones de conservación para las tres principales especies herbívoras del paisaje. Considero que mis conclusiones sirven como hipótesis de trabajo que pueden ser modificados a medida que se monitorean las respuestas de vida silvestre a las intervenciones. El método proporciona nuevos conocimientos sobre efectos a nivel de paisaje para el guanaco, y muestra cómo los choiques pueden estar sufriendo la presión de caza aún cuando la caza por cazadores urbanos esté controlada. Para todas las especies la metodología generó información importante para la planificación de las intervenciones de conservación y el diseño del monitoreo a nivel de paisaje de la eficacia de las intervenciones. Este método basado en signos puede ser adaptado para cualquier paisaje grande, cuando se precisa un medio objetivo para priorizar acciones de conservación sobre múltiples especies y son escasos los datos sobre importancia relativa de diferentes actividades humanas que estén afectando estas especies.



**Fig. 3.1. Paisaje dividido en una grilla con celdas muestreadas en diferente color, donde el choique fue detectado o no detectado.**



**Fig. 3.2.** Paisaje dividido en una grilla con celdas muestreadas en diferente color, donde la mara fue detectada o no detectada.



**Fig. 3.3. Paisaje dividido en una grilla con celdas muestreadas en diferente color, donde el guanaco fue detectado o no detectado.**

**Tabla 3.1. Covariables de ocupación y su rango de valores.**

	Variable (siglas)	Rango (unidades)
	NDVI	1152 - 2531
Hábitat	Porcentaje de pendiente (PEND)	0,35 - 13,67
	Elevacion promedio (ELEV)	348,5 - 1951 (m.s.n.m.)
	Densidad de caminos (DENS CAM)	0 – 14,46 (km/km <sup>2</sup> )
Caza	Distancia al camino más cercano (DISTCAM)	0,006 – 26,22 (km)
	Distancia al puesto más cercano (DISTPUE)	0,27 – 45,89 (km)
	Distancia a localidad más cercana (DISTLOC)	4,14 – 55,93 (km)
Ganado	Proporción de la transecta con signos de vaca/caballo (VC)	0 – 0,71
	Proporción de la transecta con signos de oveja/chivo (OC)	0 – 0,86
Especies introducidas	Proporción de la transecta con signos de liebre/conejo (LC)	0 – 0,51



**Tabla 3.2. Correlaciones entre covariables**

	NDVI	Denscam	Pend	Elev	Distpue	Distloc	Distcam	VC	OC	LC
NDVI	1,00	<b>-0,28</b>	<b>0,32</b>	<b>0,45</b>	0,04	-0,08	-0,11	-0,11	<b>0,23</b>	0,04
Denscam	<b>-0,28</b>	1,00	<b>0,20</b>	<b>-0,31</b>	0,01	-0,14	-0,08	-0,02	-0,11	-0,03
Pend	<b>0,32</b>	<b>0,20</b>	1,00	0,17	-0,17	-0,02	-0,13	<b>-0,21</b>	0,16	0,10
Elev	<b>0,45</b>	<b>-0,31</b>	0,17	1,00	<b>0,24</b>	-0,04	<b>-0,22</b>	-0,03	0,01	<b>0,44</b>
Distpue	0,04	0,01	-0,17	<b>0,24</b>	1,00	0,14	-0,01	-0,08	<b>-0,28</b>	0,16
Distloc	-0,08	-0,14	-0,02	-0,04	0,14	1,00	<b>0,41</b>	0,13	0,07	0,04
Distcam	-0,11	-0,08	-0,13	<b>-0,22</b>	-0,01	<b>0,41</b>	1,00	0,06	0,00	-0,06
VC	-0,11	-0,02	<b>-0,21</b>	-0,03	-0,08	0,13	0,06	1,00	0,04	<b>0,38</b>
OC	<b>0,23</b>	-0,11	0,16	0,01	<b>-0,28</b>	0,07	0,00	0,04	1,00	-0,06
LC	0,04	-0,03	0,10	<b>0,44</b>	0,16	0,04	-0,06	<b>0,38</b>	-0,06	1,00

Las correlaciones resaltadas son significativas con  $p < 0,005$ . N=105

Denscam=densidad de caminos, Elev=elevación, Distpue=distancia al puesto más cercano, Distloc=distancia a la localidad mas cercana, Distcam=distancia al camino más cercano, VC= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, OC= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, LC= proporción de la transecta con signos de liebre/conejo.

**Tabla 3.3. Valores de AIC de modelos con y sin covariables de detección.**

ESPECIES	Sin covariables	Hora	Observador
Choique	291,46	<b>290,02</b>	292,97
Mara	<b>226,83</b>	229,97	228,25
Guanaco	177,48	181,07	<b>174,49</b>

**Tabla 3.4. Modelo de choique con el menor AIC y todos los modelos dentro de un delta AIC <2.**

MODELO	AIC	Delta AIC	Peso de AIC	Modelo de probabilidad	Numero de parámetros	-2. LogLikelihood	PSI		P					
							Estimador MIN	ES MAX	Estimador MIN	ES MAX	Estimador MIN	ES MAX	Estimador MIN	ES MAX
psi(ndvi,distcam),p(hora)	284,89	0	0,114	1	6	272,89	0,323	0,923	0,044	0,259	0,739	0,904	0,046	0,055
psi(oveja-chivo),p(hora)	284,9	0,01	0,113	0,995	5	274,9	0,354	0,84	0,048	0,153	0,741	0,902	0,047	0,055
psi(ndvi),p(hora)	285,14	0,25	0,100	0,883	5	275,14	0,360	0,910	0,048	0,155	0,742	0,904	0,046	0,055
psi(distcam,oveja-chivo),p(hora)	285,51	0,62	0,083	0,733	6	273,51	0,345	0,870	0,049	0,261	0,738	0,903	0,047	0,055
psi(denscam,oveja-chivo),p(hora)	286,19	1,3	0,059	0,522	6	274,19	0,351	0,870	0,048	0,212	0,741	0,901	0,048	0,055
psi(denscam,distcam,oveja-chivo),p(hora)	286,62	1,73	0,048	0,421	7	272,62	0,346	0,894	0,049	0,222	0,739	0,903	0,047	0,055
psi(elev,oveja-chivo),p(hora)	286,7	1,81	0,046	0,405	6	274,7	0,350	0,866	0,048	0,159	0,741	0,901	0,048	0,055
psi(ndvi,distcam,vaca-caballo),p(hora)	286,72	1,83	0,046	0,401	7	272,72	0,332	0,932	0,046	0,260	0,739	0,905	0,046	0,055
psi(pend,oveja-chivo),p(hora)	286,78	1,89	0,044	0,389	6	274,78	0,313	0,922	0,045	0,269	0,740	0,904	0,047	0,055
psi(ndvi,distpue,distcam),p(hora)	286,78	1,89	0,044	0,389	7	272,78	0,364	0,874	0,048	0,179	0,741	0,902	0,047	0,055

Estimadores de ocupación (PSI) y detectabilidad (P) mínimo (MIN) y máximo (MAX) y errores estándares mínimos y máximos para Psi y P para sitios individuales de cada modelo.

elev= elevación, denscam= densidad de caminos, distpue= distancia al puesto más cercano, distcam= distancia al camino más cercano, vaca-caballo= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, oveja-chivo= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, hora=si la transecta se hizo por la mañana, alrededor del mediodía o a la tarde.

**Tabla 3.5. Peso de importancia y dirección de la relación de cada covariable para la ocupación de choique.**

VARIABLE	PESO DE IMPORTANCIA	DE RELACION
Oveja-chivo	0,394	(-)
Distancia al camino más cercano	0,335	(-)
NDVI	0,304	(-)
Densidad de caminos	0,107	(-)
Elevación	0,046	(+)
Vaca-caballo	0,046	(-)
Pendiente	0,044	(+)
Distancia al puesto más cercano	0,044	(+)

**Tabla 3.6. Estimadores Beta y errores estándares para las covariables incluidas en todos los modelos igualmente plausibles para la ocupación de choique.**

MODELO	PSI (OCUPACION)								P (DETECTABILIDAD)		
		Oveja-chivo	Distcam	NDVI	Denscam	Elev	Vaca- caballo	Pend	Distpue	Hora2	Hora3
psi(ndvi,distcam),p(hora)	beta	X	-0,364	-0,727	X	X	X	X	X	0,359	-0,847
	ES	X	0,234	0,277	X	X	X	X	X	0,713	0,549

psi(oveja-chivo),p(hora)	beta	-2,618	X	X	X	X	X	X	X	0,335	-0,831
	ES	0,993	X	X	X	X	X	X	X	0,709	0,547
psi(ndvi),p(hora)	beta	X	X	-0,644	X	X	X	X	X	0,355	-0,829
	ES	X	X	0,256	X	X	X	X	X	0,712	0,548
psi(distcam,oveja-chivo),p(hora)	beta	-2,690	-0,284	X	X	X	X	X	X	0,350	-0,843
	ES	1,009	0,229	X	X	X	X	X	X	0,708	0,547
psi(denscam,oveja-chivo),p(hora)	beta	-2,721	X	X	-0,233	X	X	X	X	0,327	-0,832
	ES	1,010	X	X	0,265	X	X	X	X	0,711	0,547
psi(denscam,distcam,oveja-chivo),p(hora)	beta	-2,804	-0,309	X	-0,275	X	X	X	X	0,344	-0,843
	ES	1,025	0,234	X	0,278	X	X	X	X	0,712	0,547
psi(elev,oveja-chivo),p(hora)	beta	-2,601	X	X	X	0,127	X	X	X	0,330	-0,830
	ES	0,989	X	X	X	0,283	X	X	X	0,711	0,547
psi(ndvi,distcam,vaca-caballo),p(hora)	beta	X	-0,361	-0,739	X	X	-0,713	X	X	0,364	-0,844
	ES	X	0,233	0,279	X	X	1,721	X	X	0,712	0,549
psi(pend,oveja-chivo),p(hora)	beta	-2,687	X	X	X	X	X	0,096	X	0,341	-0,827
	ES	1,018	X	X	X	X	X	0,275	X	0,708	0,547
psi(ndvi,distpue,distcam),p(hora)	beta	X	-0,359	-0,723	X	X	X	X	0,086	0,354	-0,842
	ES	X	0,233	0,275	X	X	X	X	0,261	0,714	0,548

pend=pendiente, elev= elevación, denscam= densidad de caminos, distpue= distancia al puesto más cercano, distcam= distancia al camino más cercano, vaca-caballo= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, oveja-chivo=proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, hora2= transecta realizada alrededor del mediodía, hora3= transecta realizada por la tarde (relativo a la transecta realizada por la mañana).

**Tabla 3.7. Modelo de mara con el menor AIC y todos los modelos dentro de un delta AIC <2.**

MODEL	AIC	Delta AIC	Peso de AIC	Modelo de probabilidad	Numero de parámetros	-2.Log Likelihood	PSI		P			
							Estimador MIN	ES MAX	Estimador MIN	ES MAX	Estimador	ES
psi(denscam),p(.)	224,53	0	0,073	1	3	218,53	0,071	0,498	0,063	0,092	0,149	0,292
psi(denscam,vaca-caballo),p(.)	224,83	0,3	0,063	0,861	4	216,83	0,077	0,631	0,067	0,208	0,129	0,296
psi(denscam,oveja-chivo),p(.)	224,83	0,3	0,063	0,861	4	216,83	0,057	0,692	0,065	0,195	0,144	0,294
psi(denscam,distpue),p(.)	225,09	0,56	0,05	0,756	4	217,09	0,056	0,578	0,066	0,144	0,145	0,292
psi(denscam,vaca-caballo,oveja-chivo),p(.)	225,26	0,73	0,051	0,694	5	215,26	0,062	0,662	0,071	0,204	0,129	0,296
psi(pend,oveja-chivo,lc),p(.)	225,81	1,28	0,038	0,527	5	215,81	0,105	0,744	0,066	0,279	0,163	0,291
psi(denscam,distcam),p(.)	226,15	1,62	0,032	0,445	4	218,15	0,076	0,52	0,065	0,216	0,144	0,293
psi(lc),p(.)	226,4	1,87	0,029	0,393	3	220,4	0,279	0,733	0,064	0,217	0,112	0,301
psi(denscam,distcam,oveja-chivo),p(.)	226,42	1,89	0,028	0,389	5	216,42	0,062	0,688	0,069	0,221	0,137	0,295
psi(distpue,lc),p(.)	226,45	1,92	0,028	0,383	4	218,45	0,105	0,620	0,064	0,221	0,111	0,299
psi(ndvi,lc),p(.)	226,46	1,93	0,028	0,381	4	218,46	0,199	0,71	0,065	0,224	0,118	0,299
psi(ndvi,vaca-caballo),p(.)	226,47	1,94	0,028	0,379	4	218,47	0,171	0,690	0,064	0,183	0,123	0,297
psi(ndvi,distpue,lc),p(.)	226,5	1,97	0,027	0,373	5	216,5	0,126	0,780	0,067	0,211	0,125	0,295

Estimadores de ocupación (PSI) y detectabilidad (P) mínimo (MIN) y máximo (MAX) y errores estándares mínimos y máximos para Psi y P para sitios individuales de cada modelo.

elev= elevación, denscam= densidad de caminos, distpue= distancia al puesto más cercano, distcam= distancia al camino más cercano, vaca-caballo= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, oveja-chivo= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, lc=proporción de la transecta con signos de liebre/conejo.

**Tabla 3.8. Peso de importancia y dirección de la relación de cada covariable para ocupación de mara.**

VARIABLE	PESO DE IMPORTANCIA	DE RELACION
Densidad de caminos	0,365	(-)
Vaca-caballo	0,141	(+)
Oveja-chivo	0,180	(+)
Distancia al puesto más cercano	0,110	(-)
Pendiente	0,038	(-)
Liebre-conejo	0,150	(+)
Distancia al camino más cercano	0,061	(-)
NDVI	0,083	(+)

**Tabla 3.9. Estimadores Beta y errores estándares para las covariables incluidas en todos los modelos igualmente plausibles para la ocupación de mara.**

MODEL	PSI (OCUPACION)							
	Denscam	Vaca- caballo	Oveja- chivo	Distpue	Pend	LC	Distcam	NDVI
psi(denscam),p(.)	Beta	-0,543	0	0	0	0	0	0
	SE	0,285	0	0	0	0	0	0
psi(denscam,vaca-caballo),p(.)	Beta	-0,549	2,059	0	0	0	0	0
	SE	0,2901	1,628	0	0	0	0	0
psi(denscam,oveja-chivo),p(.)	Beta	-0,541	0	1,328	0	0	0	0

	SE	0,2945	0	1,05	0	0	0	0	0
psi(denscam,distpue),p(.)	Beta	-0,559	0	0	-0,318	0	0	0	0
	SE	0,290	0	0	0,277	0	0	0	0
psi(denscam,vaca-caballo,oveja-chivo),p(.)	Beta	-0,546	1,981	1,293	0	0	0	0	0
	SE	0,300	1611	1,058	0	0	0	0	0
psi(pend,oveja-chivo,lc),p(.)	Beta	0	0	1,761	0	-0,423	4,048	0	0
	SE	0	0	1,049	0	0,285	2,496	0	0
psi(denscam,distcam),p(.)	Beta	-0,553	0	0	0	0	0	-0,152	0
	SE	0,284	0	0	0	0	0	0,253	0
psi(lc),p(.)	Beta	0	0	0	0	0	3,843	0	0
	SE	0	0	0	0	0	2,705	0	0
psi(denscam,distcam,oveja-chivo),p(.)	Beta	-0,552	0	1,349	0	0	0	-0,159	0
	SE	0,295	0	1,059	0	0	0	0,254	0
psi(distpue,lc),p(.)	Beta	0	0	0	-0,37	0	4,499	0	0
	SE	0	0	0	0,276	0	2,875	0	0
psi(ndvi,lc),p(.)	Beta	0	0	0	0	0	3,767	0	0,331
	SE	0	0	0	0	0	2,666	0	0,242
psi(ndvi,vaca-caballo),p(.)	Beta	0	2,470	0	0	0	0	0	0,385
	SE	0	1,691	0	0	0	0	0	0,245
psi(ndvi,distpue,lc),p(.)	Beta	0	0	0	-0,371	0	4,324	0	0,336
	SE	0	0	0	0,276	0	2,773	0	0,245

pend=pendiente, elev= elevación, denscam= densidad de caminos, distpue= distancia al puesto más cercano, distcam= distancia al camino más cercano, vaca-caballo= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, oveja-chivo= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, lc=proporción de la transecta con signos de liebre/conejo.

**Tabla 3.10. Modelo de guanaco con el menor AIC y todos los modelos dentro de un delta AIC <2.**

MODEL	AIC	Delta	Peso de AIC	Modelo de probabilidad	Numero de parametros	-2. Log Likelihood	PSI		P					
							Estimador	ES	Estimador	ES	MIN	MAX	MIN	MAX
psi(pend,elev,oveja-chivo),p(obs)	151,5	0	0,185	1	6	139,5	0,0001	0,772	0,0003	0,225	0,728	0,944	0,031	0,117
psi(pend,oveja-chivo),p(obs)	151,69	0,19	0,168	0,909	5	141,69	0,0003	0,841	0,001	0,172	0,732	0,945	0,031	0,115
psi(vaca-caballo,oveja-chivo),p(obs)	152,43	0,93	0,116	0,628	5	142,43	0,001	0,664	0,002	0,129	0,729	0,945	0,031	0,116
psi(elev,oveja-chivo),p(obs)	152,59	1,09	0,107	0,58	5	142,59	0,0001	0,677	0,0003	0,130	0,729	0,944	0,031	0,116
psi(denscam,vaca-caballo,oveja-chivo),p(obs)	152,73	1,23	0,1	0,541	6	140,73	0,0004	0,738	0,001	0,143	0,726	0,945	0,031	0,117

Estimadores de ocupación (PSI) y detectabilidad (P) Mínimo (MIN) y máximo (MAX) y errores estándares mínimos y máximos para Psi y P para sitios individuales de cada modelo.

pend=pendiente, elev= elevación, denscam= densidad de caminos, vaca-caballo= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, oveja-chivo= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, obs= observador



**Tabla 3.11. Peso de importancia y dirección de la relación de cada covariable para ocupación de guanaco.**

VARIABLE	PESO DE IMPORTANCIA	DE RELACION
Oveja-chivo	0,676	(-)
Pendiente	0,353	(+)
Elevación	0,292	(+)
Vaca-caballo	0,216	(-)
Densidad de caminos	0,1	(-)

**Tabla 3.12. Estimadores beta y errores estándares para las covariables incluidas en todos los modelos igualmente plausibles para la ocupación de guanaco.**

MODEL		PSI (OCCUPANCY)					P (DETECTABILITY)	
		Oveja-chivo	Pend	Elev	Vaca-caballo	Denscam	Obs2	
psi(pend,elev,oveja-chivo),p(obs)	Beta	-11,030	0,425	0,362	X	X	-1,849	
	ES	3,645	0,254	0,248	X	X	0,817	
psi(pend,oveja-chivo),p(obs)	Beta	-9,871	0,480	X	X	X	-1,832	
	ES	3,241	0,258	X	X	X	0,820	
psi(vaca-caballo,oveja-chivo),p(obs)	Beta	-8,678	X	X	-2,830	X	-1,848	
	ES	2,966	X	X	1,641	X	0,817	
psi(elev,oveja-chivo),p(obs)	Beta	-10,611	X	0,413	X	X	-1,843	
	ES	3,545	X	0,241	X	X	0,812	
psi(denscam,vaca-caballo,oveja-chivo),p(obs)	Beta	-9,334	X	X	-2,840	-0,310	-1,862	
	ES	3,124	X	X	1,653	0,246	0,818	

pend= pendiente elev= elevación, denscam= densidad de caminos, vaca-caballo= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, oveja-chivo= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, obs2=observadores distintos al observador principal (relativo al observador principal).

**Tabla 3.13. Pesos de importancia totales para cada covariable relacionada a actividades humanas.**

VARIABLE	PESO IMPORTANCIA	DE RELACION
Oveja-chivo	0,8903	(-)
Densidad de caminos	0,5727	(-)
Distancia al camino más cercano	0,3959	(-)
Vaca-caballo	0,1205	(-)
Distancia al puesto más cercano	0,0663	(-)

**Factores que afectan la abundancia de choique en un paisaje de Patagonia Norte**

**4.1. INTRODUCCION**

Entender los factores naturales y antrópicos que pueden estar afectando la abundancia de una especie puede ser fundamental para realizar acciones que ayuden a la persistencia de la misma y también para empezar a entender los mecanismos a través de los cuales actúan dichos factores sobre las poblaciones animales. La distribución y abundancia de una especie dependen de numerosos aspectos (Barri et al. 2008, Wallgren et al. 2009, Marinero et al. 2014) como su nivel en la cadena trófica, la distribución espacial y disponibilidad de los recursos (ya sea alimenticios o de refugio), su estrategia anti-predador o las tasas reproductivas (Rabinowitz et al. 1986). La distribución y abundancia de los recursos también influyen en su propia distribución y abundancia, existiendo especies generalistas que pueden ocupar varios tipos de hábitats diferentes y otras especies especialistas que están restringidas a un tipo de hábitat.

Además las relaciones dentro y entre las especies también pueden influir en los patrones de abundancia de las especies. Dentro de cada ecosistema los organismos mantienen un conjunto de relaciones con el resto de los individuos que bien pueden ser intraespecíficos, que condicionan el comportamiento y el territorio ocupado por una población, pero no amenazan la continuidad de la especie, o interespecíficos (entre individuos o poblaciones de especies diferentes). La competencia por recursos alimenticios o de hábitat puede resultar en la exclusión de una especie de áreas ocupadas por especies más competitivas (Belovsky 1986, Baldi et al. 2001, Mitchell y Banks 2005) y la predación ya sea a los adultos o a sus crías puede limitar la distribución o la abundancia de la especie predada (Angelstam 1986, Picman 1988, Branch 1995, Söderström et al. 1998, Berger 2007).

Fuera de los mecanismos naturales, las acciones de los humanos y los resultados de esas acciones también pueden afectar la abundancia y la distribución de las especies. La modificación del hábitat por disturbio humano, al limitar el espacio físico o modificar la composición de los recursos, puede alterar las densidades de una especie (Hecnar y M'Closkey 1998, Lopes y Ferrari 2000). También las especies introducidas o

la caza furtiva pueden afectar las relaciones interespecíficas y tener efectos negativos sobre la abundancia y distribución de especies nativas (Burgi et al. 2012, Radovani et al. 2014, Yackulic et al. 2011), ya sea limitando los recursos alimenticios o aumentando la tasa de mortalidad.

El choique, junto al ñandú común, son aves no adaptadas para el vuelo del grupo de los ratites, endémicas de Sudamérica. La primera habita en áreas de matorral abierto y estepa y la segunda es característica de las llanuras de pastos altos y pampas abiertas. El choique es la subespecie del choique de la estepa de la Patagonia argentina y chilena, alcanzando una altura aproximada de 1 metro (del Hoyo et al. 1992). Recientemente el estatus de conservación del mismo cambió de “Cercano a la amenaza” a “Preocupación menor” (BirdLife International 2014), y existen escasos datos de tendencia poblacional en su rango de distribución. En un sitio del sur de la provincia de Neuquén la especie declinó 86% en poco menos de 20 años (Funes et al. 2000), y en otros sitios del sur y norte de dicha provincia, sus densidades poblacionales son tan bajas que se halla ecológicamente extinta como presa para carnívoros nativos (Novaro et al. 2000, Palacios et al. 2012).

Adicionalmente, la actividad hidrocarburífera (más reciente en la zona comparándola con la actividad ganadera que se inició a fines del siglo XIX) ha tenido un fuerte impacto en los ambientes naturales de Patagonia, con la apertura de picadas para exploración (Pires 1995) que han permitido el acceso por medio de vehículos hacia amplias zonas anteriormente inaccesibles y remotas (Radovani et al. 2014). La apertura de picadas petroleras es uno de los factores que más afectan la abundancia de especies nativas como el guanaco y la vicuña, aumentando la mortalidad por caza furtiva y el disturbio de la actividad reproductiva (Donadío y Buskirk 2006, Radovani et al. 2014).

En el caso del choique otros factores que podrían estar afectando su distribución y abundancia son la colecta ilegal de huevos, así como posibles cambios en la tasa de depredación por carnívoros que también podrían perjudicar el reclutamiento en las poblaciones silvestres (Funes et al. 2000, Rivas 2004, Novaro y Walker 2005). El disturbio de los nidos, la colecta y depredación de los huevos, la caza y la predación sobre pichones llevan a la deserción de nidos y mortalidad de pichones, y reducen la densidad y el éxito reproductivo (Navarro y Martella 2002). En este capítulo pongo a prueba la Predicción 2- La abundancia del choique en este paisaje se ajustará mejor a un modelo basado no solo en variables de hábitat (productividad primaria, elevación y pendiente del terreno) y distribución de posibles predadores y competidores nativos, sino

considerando simultáneamente densidad de ganado, lagomorfos introducidos y caminos, y distancia a caminos, localidades y puestos.

El ganado, además del efecto directo de degradación del hábitat por sobrepastoreo, puede competir indirectamente con las especies nativas que utilizan los mismos recursos, como se ha demostrado en el caso del guanaco en la Patagonia (Baldi et al. 2001, Baldi et al. 2004, Burgi et al. 2012). La modificación del hábitat también constituye una amenaza para las poblaciones de ñandú común y de ñandú de la puna (Fernandez y Reboresda 2002, Giordano et al. 2008, Marinero et al. 2014). Sin embargo, no se registró una diferencia en la densidad y el éxito reproductivo de poblaciones de choique en tres sitios con distintas cargas de ganado ovina en el norte de la Patagonia (Barri et al. 2008) aunque la ocurrencia de este tipo de ganado sí afectó negativamente la variación en abundancia en un estudio reciente en la provincia de Chubut (Baldi et al. 2015).

Ya que los choiques tienen grandes áreas de acción por la baja disponibilidad de alimento (Bellis et al. 2004) y los recursos alimenticios están muy dispersos en las regiones áridas de Patagonia, es altamente probable que precisen grandes extensiones para mantener tamaños poblacionales demográficamente viables (Rivas 2004). Este estudio evalúa por primera vez los patrones de abundancia en un paisaje de más de 20.000 km<sup>2</sup>, analizando los factores ambientales y antropogénicos que dan como resultado este patrón dentro del paisaje, evaluando cuantitativamente la importancia de los diferentes factores posibles. Este tipo de muestreo puede ayudar a cuantificar la variabilidad espacial en las densidades de choique y distinguir qué factores serían determinantes en esta área para poder diseñar estrategias de conservación con el fin de mantener las poblaciones en el largo plazo.

## **4.2. MATERIALES Y METODOS**

### 4.2.1. Diseño de estudio

Dentro de un paisaje de aproximadamente 20.000 km<sup>2</sup> de extensión, realicé un grillado de celdas de 2 km de lado, zonificando el paisaje en 7 estratos. Los mismos se delimitaron según uso de la tierra (áreas protegidas, áreas de diferentes intensidades de caza furtiva, áreas de diferentes intensidades de explotación petrolera) de acuerdo a lo ya conocido y lo sugerido por guardaparques de la zona. Dentro de estos estratos seleccioné al azar 105 celdas como unidades muestrales (Fig. 4.1.).

#### 4.2.2. Colecta de datos

Para estimar la abundancia relativa del choique y ver de qué forma ésta se veía influenciada por las diferentes variables de hábitat y antrópicas en cada celda, realicé transectas de signos y registré covariables relacionadas a hábitat, carnívoros, caza, ganado y especies introducidas, con la metodología explicada en el capítulo III.

En el caso del choique, la estimación directa de densidad a través de avistajes de individuos se dificulta por ser una especie críptica en el tipo de hábitat dominante en el área de estudio y con baja densidad en buena parte de su distribución en Patagonia norte (Funes et al. 2000, Bellis et al. 2004). Esto implica que por un lado sólo se estaría detectando una pequeña proporción de los individuos presentes, subestimando la abundancia real y por otro, la baja cantidad de observaciones dificulta las estimaciones y disminuye la precisión de los estimadores de densidad. Cuando no es posible utilizar un método directo o se espera un sesgo significativo con su uso, se puede emplear un índice basado en signos (Carbone et al. 2001, Sattler et al. 2007), siempre que se cumpla el supuesto de una relación homogénea y proporcional entre el índice y el número de individuos (Williams et al. 2002). Una manera de verificar este supuesto es a través de una calibración entre el índice y el tamaño poblacional. Considerando las limitaciones del método directo, y que ya existe una calibración para conteos de fecas de choique con estimaciones por observaciones directas obtenida en la provincia de Neuquén, en hábitats similares a nuestra área de estudio ( $y = 95.83 * x$ , siendo  $y$  la densidad de heces y  $x$  la densidad de individuos; Funes et al. 2000), usé este método. Con esta calibración pude estimar densidades de choique con mayor precisión y exactitud en este tipo de ambiente, teniendo en cuenta que es más probable detectar heces que individuos a bajas densidades (Rivas 2004).

La calibración de conteos de fecas de choique está basada en transectas a pie, y estimación de densidad de fecas en esas transectas usando el método de transectas de línea (Burnham y Anderson 2002). Realicé las transectas como describí en el capítulo III. A lo largo de los 1000 m de longitud de cada una registré cada feca observada de choique en un ancho de transecta de 5 metros, midiendo la distancia perpendicular entre cada feca y la línea de marcha. Las transectas las realicé durante 7 campañas consecutivas en las estaciones de primavera y verano de 2008-2009 (septiembre 2008 - marzo 2009), sin repetir los sitios de muestreo. Con el total de las celdas relevadas, recorrí en total 251 km lineales de transecta a pie.

Cada feca fue categorizada según su estado (fresca, semi-fresca o vieja; capítulo III). Paralelamente, a fin de conocer el tiempo de descomposición de este tipo de feca en estos ambientes, coloqué varias fecas frescas en distintos puntos del paisaje y las seguí en el tiempo con fotos, describiendo su evolución a lo largo del tiempo. Hasta el año de observación, las fecas no llegaban a desintegrarse, aunque perdían su color verde exterior (frescas), pasando al color gris en su exterior y un color más oscuro en su interior, entre verde y negro (semi-frescas). Por esta razón, para estimar la densidad de fecas de choique utilicé solo las fecas frescas y semi-frescas, ya que las viejas tienen muy probablemente más de un año a la intemperie, que eran las que estaban ya desintegradas o íntegramente color gris blancuzca (interna y externamente).

Para estimar la densidad de fecas de choique (heces/ha) en cada celda, analicé los datos de las transectas con el programa DISTANCE versión 6.0 (Thomas et al. 2009), considerando cada hez como un objeto individual. Este programa determina el mejor ajuste de distintas funciones matemáticas a las distribuciones de distancias a los grupos o individuos observados, dando como resultado una función de probabilidad decreciente de detección, a distancias crecientes de la línea de marcha. Esta función permite la estimación de densidad, incluyendo tanto a los objetos observados, como a los no detectados. Analicé visualmente los histogramas para elegir los mejores intervalos de distancias. El modelo que exhibió el menor valor del Criterio de Información de Akaike (AIC) fue considerado el de mejor ajuste para los datos de cada muestreo. Para estimar la densidad de individuos, usé la densidad de fecas obtenida para cada celda en la fórmula de calibración.

#### 4.2.3. Análisis estadístico

A partir de las densidades de heces obtenidas mediante el programa DISTANCE para cada celda y a fin de evaluar los factores que podrían afectar la abundancia de la especie, hice una regresión binomial negativa inflada de ceros (ZINB por sus siglas en inglés) con el programa STATA versión 10.1 (StataCorp 2007). Los datos de conteos generalmente se modelan con los modelos de regresión Poisson. Sin embargo, una característica especial de la distribución Poisson es que la varianza es igual a la media, pero los datos de conteos (como en este caso) muy a menudo muestran superdispersión, con lo cual la varianza es mucho mayor a la media y para lo cual la distribución Poisson sería ineficiente (Sheu et al. 2004). Además, cuando los datos presentan una alta frecuencia de ceros, el ajuste es pobre. Este es el caso de mi estudio, ya que de las 105



celdas muestreadas, en 43 (41%) no se registró presencia de choique, con lo cual los datos presentan exceso de ceros o están inflados de ceros. El exceso de ceros no debe ignorarse ni ajustarse a una distribución que no considera al exceso de ceros ya que los valores nominales asociados a las inferencias -niveles de significancia, niveles de confianza- no serán correctos. Un modelo ZINB es un modelo de regresión Poisson modificado que está diseñado para lidiar con dos problemas muy comunes que ocurren en la aplicación del modelo Poisson a los datos de conteos: superdispersión y exceso de ceros. Además, la teoría sugiere que el exceso de ceros son generados por un proceso independiente de los valores de recuento, y que el exceso de ceros puede ser modelado de forma independiente (Sheu et al. 2004, Hilbe 2011).

Utilicé como variable dependiente la densidad de fecas de choique, y ya que estos datos son números no enteros, realicé un redondeo hacia arriba y hacia abajo para poder correr el modelo con cada set de datos y seleccionar el que tiene menor AIC, indicando el que ajustaba mejor. Como variables independientes usé las variables de hábitat disponibles en capas de SIG que cubren todo el área (NDVI, elevación y pendiente del terreno) y variables antrópicas (densidad de caminos, distancia al puesto más cercano, distancia al camino más cercano, proporción de ganado menor, proporción de ganado mayor, proporción de liebre/conejo). Armé y corrí diferentes modelos en los cuales las variables independientes no están correlacionadas entre sí (Tabla 3.2., capítulo III): un modelo de hábitat, un modelo de ganado, un modelo de caza, un modelo carnívoros y un modelo de especies introducidas (Tabla 4.1); posteriormente seleccioné las variables que dieron significativas (y que no estaban correlacionadas) y así seleccioné el modelo que mejor se ajustaba a los resultados.

Como criterio de selección de modelo utilicé el criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike, 1987). En el análisis de ZINB, el coeficiente de sobre dispersión alfa indica que al ser distinto de cero el modelo no es mejor estimado por un modelo de regresión de Poisson ya que cuanto más alejado esté el alfa del cero la distribución va a ser más dispersa. Una prueba de razón de probabilidad significativa para  $\alpha = 0$  indica que el modelo binomial negativo inflado de ceros se prefiere frente al modelo binomial inflado de ceros. El test Vuong compara el modelo ZINB con un modelo de regresión binomial negativa ordinario. Un test z significativo como da en este caso también indica que se prefiere el modelo ZINB (Sheu et al. 2004).

### 4.3. RESULTADOS

La densidad global de fecas de choique fue de 9,45 heces/ha (%CV= 8,45, I.C.  $_{95\%} = 7,99-11,16$ ), mediante ajuste al modelo “Hazard Rate” con dos términos de ajuste de la función coseno. Sin considerar las celdas en que no se detectó la especie, las densidades de heces varió entre un mínimo de 1,02 heces/ha (%CV= 100,21, I.C.  $_{95\%} = 0,07-14,32$ ) y un máximo de 79,65 heces/ha (%CV= 10,32, I.C.  $_{95\%} = 62,95-100,8$ ; Apéndice - Tabla 1).

Utilizando la calibración, las densidades de choiques en las celdas con presencia de choique variaron entre 0,01 choiques/km<sup>2</sup> y 0,83 choiques/km<sup>2</sup> (Fig. 4.1.) y la densidad global para el paisaje estudiado de 0,09 choiques/km<sup>2</sup>. Los datos totales presentan una mediana de 2,04 heces/ha que se traducen en 0,02 choiques/km<sup>2</sup>. De las celdas donde encontré signos de choiques, en el 47 % registré densidades entre 0,01 choiques/km<sup>2</sup> y 0,09 choiques/km<sup>2</sup>, en el 43 % las densidades eran entre 0,10 choiques/km<sup>2</sup> y 0,30 choiques/km<sup>2</sup> y solo el 10 % tenían densidades mayores a 0,31 choiques/km<sup>2</sup> (Fig.4.1.).

El modelo que usaba las densidades redondeadas hacia el valor mayor se ajustaba mejor que las que estaban redondeadas hacia el valor menor (AIC modelo final DENSFmen = 582,84, AIC modelo final DENSFmay = 575,50) por lo cual usé la densidad de fecas redondeadas a valores enteros mayores (Tabla 4.1.). Considerando las variables que están correlacionadas (Tabla 3.2., capítulo III), los modelos que pude utilizar incluyeron el modelo de hábitat sólo con NDVI, el modelo que incluyó ganado mayor y ganado menor, el modelo que incluyó densidad de caminos, distancia a puestos y distancia a caminos, el modelo con presencia de carnívoros y el modelo que incluyó presencia de liebre o conejo introducidos (Tabla 4.1.). Incluí estas variables en todos los casos, tanto para explicar la densidad de fecas de choique como para explicar la ausencia de las mismas. El coeficiente de dispersión de 0,82 confirma que este modelo no sería mejor estimado por una regresión de Poisson, la prueba de razón de probabilidad significativa para  $\alpha=0$  y el resultado del test Vuong ( $z = 2,56$   $Pr>z = 0,0052$ ; Tabla 4.2.) confirman que el ZINB es mejor por sobre análisis basado en otra distribución teórica.

La densidad de fecas de choiques estuvo positivamente relacionada a densidad relativa de ganado mayor y negativamente a densidad relativa de ganado menor (Tabla 4.2.). El resto de los modelos, asociados a hábitat, caza, carnívoros y especies

introducidas no resultaron significativos para explicar la densidad de fecas de choique en este sitio (Tabla 4.1.).

En los modelos preliminares encontré que tanto NDVI (Modelo Hábitat) como ganado menor (Modelo Ganado) estaban significativamente relacionadas con la ausencia de fecas de choique (Tabla 4.1.). Era más probable que el choique estuviera ausente con mayor NDVI y mayor abundancia de ganado menor. Como estas dos variables están correlacionadas entre sí, hice corridas por separado con ganado menor y mayor para explicar la densidad de fecas de choique y NDVI (Modelo 1) o densidad relativa de ganado menor (Modelo 2) para explicar las ausencias de fecas de choique. Estos dos modelos resultaron significativos (Tabla 4.1.) pero la diferencia de AIC entre ellos era mayor a 2 (Tabla 4.1.) con lo cual seleccioné el modelo 1 que era el de menor AIC (Cooch y White 2007, capítulo III). La ausencia de detección de fecas de choique estuvo relacionada positivamente con NDVI según el modelo seleccionado.

#### **4.4. DISCUSION:**

El choique es una especie ampliamente distribuida en este paisaje (72 % de ocupación, capítulo III), aunque según los resultados de este estudio en la mayor parte de los sitios que ocupa sus densidades son mayoritariamente bajas. En el 97 % de los sitios ocupados del paisaje estudiado las densidades estimadas fueron menores a 0,62 ( $\pm 0,28$ ) choiques/km<sup>2</sup>, una densidad en la cual la especie ya no aparecía en la dieta de pumas y zorros en el sur de la provincia de Neuquén (Novaro et al. 2000). Coincidentemente, el choique no apareció en la dieta de carnívoros en la zona de Auca Mahuida, en el sur de mi área de estudio (Palacios et al. 2012), con lo cual puedo asumir que debido a sus densidades tan bajas en este paisaje, tampoco cumpliría su rol de presa para los carnívoros tope.

La densidad global obtenida en este estudio fue más baja (0,09 choiques/km<sup>2</sup>) que la reportada en la mayoría de los escasos estudios en que se registraron abundancias. Se estimaron abundancias poblacionales para cuatro provincias patagónicas dando un máximo de 2,93 ind./km<sup>2</sup> en la provincia de Santa Cruz y mostrando un patrón declinante de sur a norte, con un mínimo de 1,94 ind./km<sup>2</sup> en la provincia de Neuquén (Secretaría de Ambiente y Desarrollo de la Nación SAyDS 2000). En campos de la provincia de Neuquén se estimó 0,44 ( $\pm 0,09$ ) choiques/km<sup>2</sup> mediante observación directa y 0,43 ( $\pm 0,16$ ) choiques/km<sup>2</sup> mediante registro de heces con la metodología utilizada en este estudio (Funes et al. 2000). En la provincia de Río

Negro usando transectas en vehículo sobre caminos y senderos, estimaron un máximo de 1,65 ( $\pm 0,26$ ) choiques/km<sup>2</sup> (estancia con baja carga ganadera y sin explotación de la especie) y un mínimo de 0,15 ( $\pm 0,08$ ) choiques/km<sup>2</sup> (estancia con alta carga ganadera y alta explotación de la especie) (Barri et al. 2008). Las diferencias en estimaciones de densidad entre el presente estudio y las de otras áreas pueden deberse a diferentes factores como diferencias en hábitats y la productividad de las áreas. Esta área del norte de la Patagonia, que incluye estepa y monte, es menos productiva que muchas áreas y tiene pocos mallines, sitios donde se concentra la productividad en estos ambientes áridos (Crego et al. 2014). Por otro lado los otros estudios con estimaciones de densidades se realizaron en áreas mucho más chicas que en mi estudio, y así pueden haber tenido mucho menos variabilidad en áreas de muestreo dentro de los mismos. El de mayor envergadura fue de Funes et al. (2000) en la provincia del Neuquén, pero en una zona que incluía áreas más productivas. Otro en estancias de Neuquén de mucho mayor productividad cubrió un área total de 1420 km<sup>2</sup> (Novaro et al. 2000). El estudio en tres sitios de la provincia de Río Negro se realizó en estancias que iban de 32 a 74 km<sup>2</sup>, cubriendo un área total de 140 km<sup>2</sup> (Barri et al. 2008). Teniendo en cuenta que mi estudio se hizo en un paisaje de 20.000 km<sup>2</sup>, y los sitios fueron elegidos al azar dentro de toda el área, se refleja más heterogeneidad espacial a gran escala y de este modo resulta en una densidad global más baja que estudios hechos a una escala mucho menor.

Adicionalmente, las densidades que registré podrían haber sido menores que en años anteriores. En base a entrevistas a pobladores, existe coincidencia en cuanto a que la especie fue abundante en la zona de estudio hasta hace algunas décadas (Hertel M. et al. datos no publicados). Además, si bien es habitual que los paisajes tengan fluctuaciones en la precipitación anual, en esta zona de estudio hubo una sequía muy marcada en 2007, que no se repitió en los años en que se realizó este estudio pero aun así no se observó una recuperación plena de la vegetación luego de la sequía mencionada (Heidel L., com. pers., Medina J., datos no publicados).

La abundancia de choique en mi estudio está afectada principalmente por el ganado. Los efectos negativos del ganado sobre las densidades de fauna nativa se deben generalmente a la modificación del hábitat, el desplazamiento hacia otros hábitats y la privación de acceso a los recursos (Prins 2000) e impactando negativamente en general sobre especies animales endémicas como es el choique (Baldi et al. 2001, Stephens et al. 2001, Madhusudan 2004, Mishra et al. 2004, Wallgren et al. 2009, Schroeder et al. 2013).

El ganado menor puede estar compitiendo en forma directa con el choique por el forraje. Por un lado el choique tiende a consumir más vegetación de tipo arbustiva en la zona de estudio (Pelliza Sbriller y Sarasqueta 2004). La oveja, la especie de ganado más abundante en la Patagonia, consume arbustos durante algunas épocas del año. Ya que el forrajeo de una oveja es equivalente al de 5 choiques, las ovejas pueden estar ejerciendo competencia sobre los choiques por recursos, por lo menos durante parte del año (Bonino et al. 1986). Por otro lado el chivo tiende a consumir cualquier tipo de estrato vegetativo, tanto herbáceo, como arbustivo y arbóreo (Gioffredo y Petryna 2010) y aunque en la toma de datos se agrupó oveja y chivo como ganado menor, en esta zona de estudio es considerablemente más abundante el chivo que la oveja (capítulo V, González et al. 2012) con lo cual el detrimento al choique sería aún mayor. La diferencia en los resultados entre mi estudio y el de Río Negro que concluyó que no había efectos negativos por el sobrepastoreo en la densidad (Barri et al. 2008) podría deberse a que el choique está afectado más negativamente por los caprinos, que es el ganado predominante en mi área de estudio (capítulo V) o a la diferencia en el tipo de hábitat con mayor presencia de mallines en ese estudio que en mi zona de estudio, ya que hay menos competencia si un recurso es menos limitado.

En el área de este estudio, tanto las ovejas como los chivos están asociados a puestos (Schroeder et al. 2013), solo un bajo porcentaje de puesteros utiliza el encierro en este paisaje (González et al. 2012) entonces en la mayoría de los casos para reducir la depredación, los puesteros realizan recorridas regulares al campo para controlar, con perros que podrían causar mortalidad incidental que pueden perseguir y atacar a los choiques. Adicionalmente, la persecución y caza por parte de los puesteros estarían afectando de modo directo al choique, generando no solo una baja en sus densidades sino provocando su ausencia en ciertos sitios.

Por otro lado, la asociación positiva entre la abundancia de ganado mayor y la de choique podría deberse a que tanto vacas como caballos se crían a campo y están alejados de los puestos con lo cual no existiría en este caso la limitante de persecución por humanos. Adicionalmente, la asociación del choique con ganado mayor le podría estar prestando cierto nivel de “protección” de la predación por los carnívoros. Aunque los pumas pueden predar sobre potrillos y terneros, los caballos y vacas adultos defienden activamente contra los ataques tanto de puma como de cánidos, y se alertan entre sí en caso de ver presencia de un predador (Boyd y Keiper 2005). Ovejas

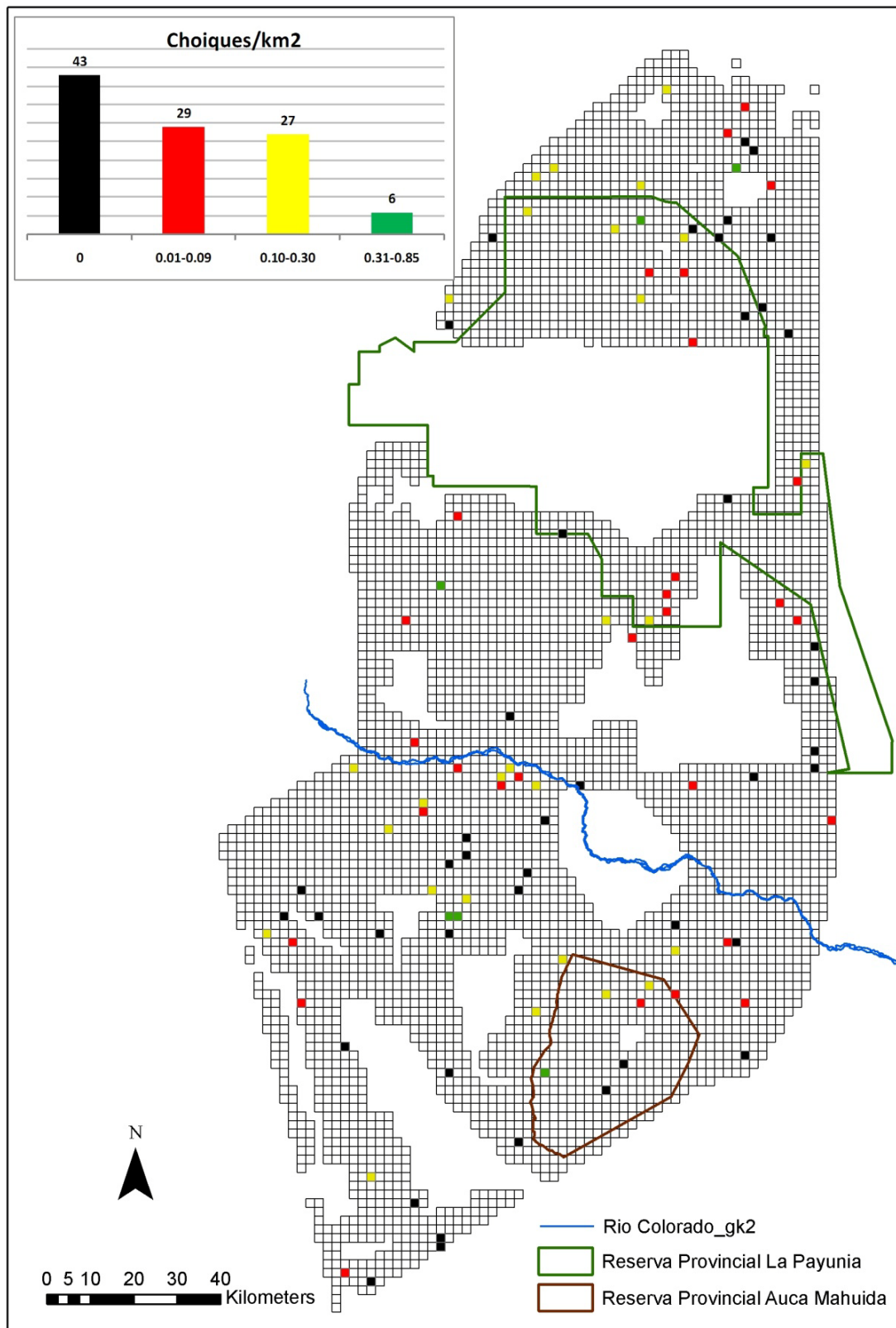
acompañadas por manadas de vacas tienen menos probabilidad de ser predadas que las que están con otras ovejas solamente (Hulet et al. 1987).

Contrariamente a lo que se reportó en otros estudios de choique (Bellis et al. 2004, Bellis et al. 2006, Pedrana et al. 2011), en este paisaje se observó que en aéreas más productivas en base al NDVI, hay menor probabilidad de encontrar choiques. Aunque el modelo que incluía la densidad relativa de ganado menor como explicación de la ausencia de detección de fecas de choique en el ambiente no fue el que mejor ajustaba a los datos, la relación negativa entre el choique y el ganado menor fue más pronunciada que la relación entre el choique y el NDVI. Entonces buscando una explicación más integradora, esto podría obedecer a que en áreas más productivas, las densidades de ganado menor son mayores, generando un desplazamiento de las poblaciones de choiques hacia zonas con menor NDVI. Si este fuese el caso, y los choiques fueran forzados a ocupar áreas marginales menos favorables por su menor productividad, ello podría disminuir su éxito reproductivo y la supervivencia, con el consecuente reflejo en densidades poblacionales bajas.

Adicionalmente, tanto el ganado como la exótica liebre europea (*Lepus europaeus*) pueden contribuir a mantener la densidad de carnívoros en niveles altos (respuesta numérica), suplementando su base alimenticia (Novaro y Walker 2005, Gompper y Vanak 2008). Esta situación puede resultar en competencia aparente (Holt 1977), por la cual las altas densidades de una presa alternativa provocan un aumento del número de predadores y de su consumo de presas menos abundantes como el choique, limitando sus poblaciones, tanto en distribución como en abundancia. Aunque las densidades de liebre en este área son más bajas que en muchas otras áreas (Novaro y Walker 2005, Berg 2007, Palacios et al. 2012), la densidad de ganado menor es mucho mayor que en otras áreas. Otros posibles predadores para el choique y sus pichones que están presentes en el área y no incluí en este análisis, por no hallar signos de los mismos en las transectas, son el jabalí (*Sus scrofa*) y el perro (*Canis lupus familiaris*). Los perros serían una mayor amenaza en zonas cercanas a ciudades o puestos y los jabalíes en áreas anegadas o inundadas, cercanas a ríos o bañados (com. pers. Guichón M.L.). En el paisaje árido de este estudio el jabalí solo podría estar presente en dos zonas anegadas (Llancanelo y Bajo del Añelo) y a lo largo del Río Colorado, por lo que es probable que a nivel de paisaje su efecto sea escaso. Por otro lado, considero que el probable efecto de perros a escala de paisaje está indirectamente incluido cuando consideré la distancia a los puestos, ya que sólo existen dos ciudades en el paisaje.

Existe un patrón de densidades de choique muy variable a lo largo de todo este paisaje, y esta heterogeneidad en las densidades pone en evidencia la necesidad de realizar muestreos a gran escala para evaluar abundancia a nivel de paisaje o región (Travaini et al. 2015). Extrapolar muestreos en pocos sitios a un paisaje o región entero puede hacer que se pierda esta variabilidad en la abundancia, introduciendo errores de gran magnitud en los estimadores de tamaño poblacional para el área de interés. No es recomendable realizar los muestreos desde los caminos principales, que sería una manera relativamente fácil y rápido de cubrir grandes áreas, ya que considerando que al menos en mi zona de estudio los choiques tienen más probabilidad de encontrarse cerca de caminos (capítulo III), se podría estar subestimando la densidad al no constituir una muestra representativa de la variabilidad espacial de las poblaciones (Buckland et al. 2001). Esta es la primera vez que se hace un estudio de abundancia de choique a una escala de paisaje, entonces al haber hecho una selección de los sitios al azar en mi paisaje, y considerando las áreas de acción que utilizan y la sobreestimación mencionada anteriormente, quizás puede asumirse que se trataría de una evaluación representativa de la situación actual de la especie en este ambiente.

Hoy en día, existen insuficientes estudios de densidad de choique a escala de paisaje y con diseños de muestreo que los hagan representativos a dicha escala. Esto, combinado con la baja densidad poblacional encontrada en mi estudio y en un sitio donde quizás antes eran más abundantes, más la baja densidad encontrada por otros autores en otros sitios, muestra que es cuestionable que la IUCN haya declarado a esta especie como de “Preocupación Menor”. Por todos estos motivos, es aún más urgente hacer estudios a esta escala con diseños representativos, en otros paisajes para conocer la situación del choique a escala regional. En base a mis resultados e intentando resguardar las poblaciones existentes de choique en la zona de estudio, es indispensable reducir las densidades de ganado menor, logrando la ausencia dentro de las áreas protegidas y densidades mínimas en los alrededores de las mismas así como también trabajar con los productores rurales para minimizar el efecto negativo de la colecta de huevos y caza del choique, que estaría limitando a las poblaciones en esta área. Con estas acciones de manejo y con un grado elevado de contralor de guardaparques y guardafaunas, sería posible mejorar las perspectivas de conservación de la especie.



**Fig. 4.1. Distribución espacial de densidades de choique en el área del paisaje estudiado, indicando con diferente color rangos de densidades de choique, y el N de cada grupo**



**Tabla 4.1. Modelos corridos de regresión binomial negativa inflada de ceros, utilizando como variable dependiente la densidad de fecas de choique redondeadas hacia números enteros mayores.**

MODELO	Hábitat	Ganado	Caza	Carnívoros	Especies introducidas	Modelo 1	Modelo 2
<b>Variables incluidas en el modelo</b>	NDVI	GANMAY GANMEN	DENSCAM DISTPUE DISTCAM	PCARN	PLC	GANMAY GANMEN NDVI	GANMAY GANMEN
<b>Prob &gt; chi2</b>	0,796	0,0008	0,821	0,829	0,115	0,0007	0,0014
<b>Variables significativas para abundancia</b>	-	GANMAY GANMEN	-	-	-	GANMAY GANMEN	GANMAY GANMEN
<b>Variables significativas para ausencias</b>	NDVI	GANMEN	-	-	-	NDVI	GANMEN
<b>AIC</b>	582,31	575,21	600,16	593,94	591,17	569,78	575,50

GANMAY= proporción de la transecta con signos de ganado mayor, GANMEN= proporción de la transecta con signos de ganado menor, DENSCAM= densidad de caminos, DISTPUE= distancia al puesto más cercano, DISTCAM= distancia a camino más cercano, PCARN= presencia de carnívoros, PLC= presencia de liebre/conejo.

**Tabla 4.2. Resultados de la regresión binomial negativa inflada de ceros (ZINB) para el modelo 1**

	Coefficiente	ES	Z	P> z	Intervalo de confianza 95%
<b>DENSIDAD DE FECAS DE CHOIQUE</b>					
<b>Ganado mayor</b>	2,726	0,881	3,09	0,002	0,999 - 4,454
<b>Ganado menor</b>	-1,937	0,610	-3,17	0,002	-3,133 - -0,7401
<b>Intercepción</b>	1,962	0,254	7,73	0	1,465 - 2,459
<b>AUSENCIAS</b>					
<b>NDVI</b>	0,0024	0,0008	3,02	0,002	0,0008 - 0,004
<b>Intercepción</b>	-4,746	1,432	-3,31	0,001	-7,553 - -1,939
<b>alpha</b>	0,829	0,209			0,504 - 1,362

**Likelihood-ratio test of alpha=0: chibar2(01) = 443,88 Pr>=chibar2 = 0,0000**

**Vuong test of zinb vs. standard negative binomial: z = 2,52 Pr>z = 0,0058**

Ganado mayor= proporción de la transecta con signos de ganado mayor, Ganado menor= proporción de la transecta con signos de ganado menor.

**Distribución de predadores carnívoros del choique en relación a su abundancia y distribución, y la de otras presas alternativas**

**5.1. INTRODUCCION**

El choique es una de las presas nativas más importantes para el puma y el zorro colorado siendo esta última la más abundante de estas dos especies (Zapata et al. 2005). Adicionalmente, los pichones de choique o charitos podrían ser predados también por zorro gris, gato montés y de pajonal, y los huevos quizás por zorrino y peludo (*Chaetophractus villosus*), como ocurre en el caso de ñandú común (Fernandez y Reboveda 1998). De este modo el choique, tal como el ñandú común, son especies muy susceptibles no solo por la depredación de adultos y pichones sino también de sus conspicuos nidos, ya que están ubicados en el suelo, son comunales y sus huevos son grandes (Fernández y Reboveda 1998; Funes et al. 2000). A pesar de esta potencial susceptibilidad, el análisis de distribución de choique presentado en el capítulo III no encontró una asociación negativa ni positiva entre la presencia de carnívoros y de choiques en el sitio de estudio en el norte de la Patagonia. Sin embargo, es necesario analizar si las densidades de choique en el paisaje estudiado están siendo influenciadas por la presencia de carnívoros ya que la distribución de choique es amplia en el paisaje (capítulo III) pero las densidades son variables con lo cual quizás puede explicarse esta diferencia debido al efecto de carnívoros.

La presencia y abundancia de carnívoros están limitadas por factores como la abundancia y distribución de sus presas, la distribución de sus predadores y la variabilidad en sus recursos de hábitat (Mills y Gorman 1997, Carbone y Gittleman 2002, Karanth et al. 2004). Carbone y Gittleman (2002) observaron que la densidad de las presas es un factor determinante fundamental de la densidad de sus depredadores. En parches de bosque en la Patagonia, la presencia de carnívoros (incluyendo el zorro colorado, el zorrino, el puma y el gato montés) se asoció con la disponibilidad de presas (Lantschner et al. 2012). Ya que la densidad de carnívoros ha sido identificada como un factor predictivo que influencia su riesgo de extinción, la densidad de las presas es crítica para la persistencia de poblaciones estables de carnívoros.

Por otro lado, el patrón de distribución de una especie también es afectado por interacciones interespecíficas (Ritchie et al. 2008). En el PN Krueger el patrón de distribución de las presas determina solo parcialmente la densidad de perros salvajes (*Lycaon pictus*) debido a que los perros parecen evitar zonas que, a pesar de ser las más ricas en presas, también son muy usadas por leones (*Panthera leo*) (Mills y Gorman 1997). Sin embargo, en los altos Andes y la puna del noroeste de Argentina, las variables ambientales como distancia a humedales y rango anual de temperatura estaban más fuertemente asociadas con la distribución de las especies de carnívoros (incluyendo el gato andino *Leopardus jacobita*, el gato de pajonal, el puma y el zorro colorado) que las interacciones entre las distintas especies de carnívoros (Cuyckens et al. 2015).

Adicionalmente, estudios recientes han documentado situaciones en las cuales las interacciones predador-presa han sido alteradas por actividades humanas, resultando en limitación poblacional e incluso extinción de poblaciones presa debido a intensa depredación (Gasaway et al. 1992, Estes et al. 1989, Roemer et al. 2002, Sweitzer et al. 1997). Los humanos introducen ganado doméstico y especies silvestres exóticas a los ecosistemas, y cuando son importantes presas alternativa para los carnívoros, pueden afectar negativamente y de manera indirecta a la abundancia de las presas nativas. Por último, además de afectar a las presas nativas por competencia directa e indirecta, estas especies introducidas pueden afectar las relaciones entre los carnívoros, beneficiando a las especies que son más eficientes para consumirlas en detrimento de las que no lo son (Gompper y Vanak 2008).

En la estepa y el monte del norte de Patagonia los herbívoros y omnívoros nativos han sufrido generalizadas y drásticas declinaciones en el último siglo, mientras que los carnívoros nativos han sido afectados pero de maneras diversas, con algunas especies que declinaron y otras que prosperaron, aumentando sus densidades y ampliando sus rangos, en algunos casos debido a la gran abundancia de presas exóticas (Crespo y de Carlo 1963, Novaro y Walker 2005, Zanón Martínez et al. 2012). El carnívoro tope de esta zona es el puma, seguido por el zorro colorado. Cambios en la disponibilidad de presas nativas en Patagonia, ya sea por competencia por especies introducidas o por caza indiscriminada por el hombre, se reflejan en la dieta de carnívoros en diferentes estudios que evidencian que debido a la alta disponibilidad de presas exóticas su dieta se basa en éstas en vez de sus presas nativas (Novaro et al. 2000, Garcia y Kittlein 2005, Lambertucci et al. 2009, Palacios et al. 2012). El ganado junto a la exótica liebre europea, presas principales de pumas y zorros (Iriarte et al.

1991, Novaro et al. 2000, Novaro et al. 2004), podrían ayudar a mantener alto el tamaño poblacional de algunos carnívoros, actuando como suplemento alimenticio en su dieta (Gompper y Vanak 2008, Novaro y Walker 2005). En estancias del sur de la provincia de Neuquén las especies de tamaño corporal grande como guanaco y choique han perdido su rol como presa y fuente de carroña de carnívoros nativos, siendo reemplazados por presas exóticas, situación que podría ocurrir en otros sitios de la Patagonia (Novaro et al. 2000).

En este capítulo evalué a escala de paisaje la relación entre la distribución del ensamble de carnívoros (puma, zorros colorado y gris, gatos montes y de pajonal) y las abundancias de choique, guanaco (la otra gran presa nativa) y presas introducidas (ganado y liebre europea), además de factores ambientales (NDVI, elevación y pendiente) y factores antrópicos relacionados con la probabilidad de persecución humana (densidad de caminos, distancia a camino, distancia a localidad y distancia a puesto más cercanos). Este análisis, además de proveer datos útiles para la planificación de la conservación de los carnívoros en la zona, puede ayudar a clarificar la influencia potencial de la depredación en la distribución y abundancia del choique.

## **5.2. MATERIALES Y METODOS**

### 5.2.1. Colecta de datos

En las transectas a pie descritas en capítulos III y IV, registré huellas o fecas de carnívoros para determinar presencia en cada unidad muestral y utilicé proporción de ganado mayor, proporción de ganado menor, proporción de liebre/conejo, densidad de fecas de choique (capítulo IV) y proporción de guanaco como estimación de abundancia relativa de posibles presas de carnívoros. Colecté las variables ambientales (NDVI, pendiente, elevación del terreno) y las variables antrópicas (distancia a camino más cercano, densidad de caminos, distancia a puesto más cercano, distancia a localidad más cercana) como fue descrito en el capítulo III. Las fecas y huellas de carnívoros fueron registrados y asignados a una especie en particular según forma y tamaño (Palacios et al. 2012, Pía et al. 2013) y las que no se pudieron identificar se excluyeron del análisis. Sin embargo, como no había datos suficientes de ninguna especie en particular, para los análisis agrupé todas las especies y analicé el ensamble de carnívoros en conjunto.

Para caracterizar la extensión y naturaleza de la ganadería y el conflicto existente entre ganado y carnívoros en la zona realicé encuestas a los pobladores rurales

en cada puesto que advertí mientras recorría la zona para llegar a las transectas de muestreo a pie, entre noviembre de 2008 y marzo de 2009 (n=23). Como las encuestas a pobladores es un método confiable para evaluar la distribución de carnívoros que muchas veces son difíciles de muestrear, también pregunté a los encuestados sobre la presencia de las distintas especies de carnívoros en sus campos, a modo de complementar los datos de mi muestreo en las transectas (Gros et al. 1996).

### 5.2.2. Análisis estadístico

A fin de poder evaluar los factores asociados con la presencia de carnívoros usé modelos de ocupación calculados con el programa PRESENCE versión 4.2 (Hines 2006). Primero hice correlaciones de Pearson como en el capítulo III, pero agregando la densidad de fecas de choique, para ver qué covariables estaban correlacionadas entre sí, y seleccionando las que eran independientes entre sí armé diferentes modelos. Las variables fueron transformadas como expliqué en el capítulo III. Estos modelos evalúan qué factores pueden estar afectando positiva o negativamente la ocupación de una celda por los carnívoros en el área de estudio.

Evalué bondad de ajuste para los modelos más completos usando la adaptación de Mackenzie-Bailey del test de chi cuadrado de Pearson (MacKenzie y Bailey 2004). Determiné cuales eran los modelos más plausibles a través del cálculo del AIC, peso de AIC, y cambio en el peso de Akaike (delta AIC) como está descrito en el capítulo III. Identifiqué los modelos más plausibles como los que tienen el delta AIC < 2 en referencia al modelo de menor AIC. Además, para evaluar la importancia relativa de cada covariable en relación a la presencia de carnívoros, calculé un peso de importancia para todas las covariables de los modelos igualmente plausibles (Cooch y White 2007).

## **5.3. RESULTADOS**

Registré signos de carnívoros en el 36 % de las celdas muestreadas. El 71 % de los registros eran de zorro (n= 27), el 26 % de gato chico (n= 10) y el 13 % de puma (n= 5). Para el conjunto de carnívoros estimé con el programa PRESENCE una probabilidad de detección ( $p$ ) de 0,404 (ES = 0,067, IC<sub>95%</sub> = 0,282 – 0,540), y una probabilidad de ocupación ( $psi$ ) de 0,539 (ES = 0,089, IC<sub>95%</sub> = 0,366 – 0,703). Corrigiendo los registros de las distintas especies encontradas en las transectas con la probabilidad de detección obtenida con el programa PRESENCE estimé una ocupación de 99,68 % para los dos zorros, 36,50 % para los gatos chicos y 18,25 % para puma. En los modelos de

probabilidad de detección de carnívoros ni la hora de muestreo ni el observador principal mejoraron el AIC de los modelos. Por eso no usé covariables de detección en los modelos corridos con covariables de ocupación.

Después de determinar que covariables están correlacionadas (Tabla 5.1.) corrí 70 modelos diferentes de los cuales quedaron 5 igualmente plausibles seleccionados por tener diferencia de peso de AIC  $< 2$  (Tabla 5.2.). Las pruebas de bondad de ajuste indicaron que los modelos más completos ajustaban a los datos ( $\chi^2 = 27,714$ ,  $p = 0,2277$  ó  $\chi^2 = 26,1941$ ,  $p = 0,297$ ).

Estos modelos de ocupación indicaron que hay más probabilidad de ocurrencia de alguna de las especies de carnívoro en áreas con más pendiente y de menor elevación (Tabla 5.3.). Con respecto a las covariables relacionadas a la caza, se encuentran más carnívoros en áreas con menor densidad de caminos y a mayores distancias de los mismos. Por último, hay más presencia de carnívoros donde hay mayor densidad de ganado menor y esta es la covariable con más peso de importancia de todas las que quedaron en los modelos igualmente plausibles (Tabla 5.2. y 5.3.). No hubo relación entre la probabilidad de ocurrencia de carnívoros y la densidad de fecas de choique ni con la abundancia relativa de guanaco.

Según las encuestas realizadas, en la zona de estudio el total de los campos se dedican a la ganadería. En el 78 % de los campos se crían principalmente chivos (tamaño medio de majada de 981.5 chivos, ES= 623.74, Rango: 200-2000), el 9% cría principalmente vaca (tamaño medio de majada de 228.13, ES= 353.97, Rango: 4-1200), el 4% cría principalmente oveja (tamaño medio de majada de 263.75, ES= 490.94, Rango: 5-1000) y el 9% de las entrevistas carece de información relacionada a densidades de ganado presente. Según las entrevistas, la especie de carnívoro más común es el zorro gris (86,9 %,  $n = 20$ ), seguido por el gato montés (82,6 %,  $n = 19$ ). El zorro colorado (65,2 %,  $n = 15$ ) y el gato de pajonal (56,5 %,  $n = 13$ ) también eran frecuentes y el puma se encontraba en un poco menos de la mitad de los campos (43,5 %,  $n = 10$ ), mientras que ni el gato moro (*Puma yagouaroundi*), ni el gato andino, dos especies presentes en la zona pero con distribuciones restringidas, fueron reportados como presente en ninguno de los campos (Fig. 5.1.). Un 30% ( $n = 7$ ) de los crianceros realizan control letal sobre los carnívoros (ya sea de zorro colorado, zorro gris o puma), principalmente mediante trampas o perros.

#### 5.4. DISCUSION

A diferencia de lo encontrado por otros autores, la distribución de los carnívoros en mi área de estudio estuvo asociada positivamente con la densidad de ganado menor y no encontré relación con la densidad de lagomorfos introducidos. En otras áreas los lagomorfos son una de las presas principales del ensamble de carnívoros (Iriarte et al. 1991, Novaro et al. 2000, Novaro et al. 2004). La falta de relación en este estudio con la presencia de esta presa puede deberse a que la densidad de liebre es mucho más baja en esta área que en otras (Berg 2007, Palacios et al. 2012). Tampoco encontré relación significativa de los carnívoros con la presencia de las presas nativas de mayor tamaño, el choique y el guanaco. En el caso de guanacos, de los carnívoros que incluí en el estudio, éste podría ser presa solo de pumas y ocasionalmente sus crías podrían ser depredadas por zorro colorado (Novaro et al. 2009), pero como detecté solo 5 celdas con presencia de puma, esta especie podría tener escasa relevancia en los datos de presencia de carnívoros. Los guanacos y los choiques no se encontraron en la dieta de carnívoros y carroñeros nativos en estancias grandes del sur de Neuquén y oeste de Río Negro, al sur de mi área de estudio (Novaro et al. 2000, Lambertucci et al. 2009). Sin embargo, dentro de mi área de estudio (en las Reservas Auca Mahuida y La Payunia) el guanaco fue una de las presas principales de carnívoros, pero no se encontró al choique en la dieta de los mismos choique (Palacios et al. 2012, Berg 2007). Las dos mayores poblaciones de guanaco se encuentran en estas dos reservas y en el resto del área tienen muy baja densidad o están incluso ausentes (Walker et al. datos no publicados), mientras que la densidad de choiques incluso en las dos reservas fue aún menor que la de las estancias del sur de Neuquen (datos no publicados, Berg 2007, Palacios et al. 2012).

A diferencia del ensamble de herbívoros que son desplazados por los chivos en la zona (capítulo III), el ensamble de carnívoros está positivamente asociado con los mismos, a pesar de su persecución por parte de los pobladores. Así, es probable que estas especies introducidas estén actuando como presas alternativas a las nativas, siendo el principal sostén dietario de los carnívoros. De este modo, las presas introducidas podrían mantener las densidades de carnívoros en niveles por encima de los que podrían ser mantenidos por las densidades de presas nativas que existen hoy, como ocurre en otros estudios en Patagonia norte (Lambertucci et al. 2009). Esto estaría alterando las

relaciones entre los carnívoros y las poblaciones de presas nativas, pudiendo afectarlas negativamente, sobre todo a las que se encuentran en densidades bajas como el choique.

La relación negativa que tienen los carnívoros tanto con la densidad de caminos cómo con la distancia a caminos sugiere que los carnívoros podrían estar evitándolos por su asociación con la persecución por humanos. Esta situación se asemeja a la de carnívoros en otras partes del mundo como los pumas en América del Norte que usan menos los caminos con más acceso por humanos (Dickson et al. 2005) o los lobos también de Norteamérica que desaparecen de áreas con densidad de caminos por encima de un umbral y la mayor parte de mortalidad de lobos a manos de humanos ocurrió en áreas con alta densidad de caminos (Wydeven et al. 2001). Contrariamente en muchas áreas los cánidos usan caminos para trasladarse (Gehring 1995, Mahon et al. 1998) y los félidos grandes también usan caminos si no son muy transitados por humanos, pero tigres de Amur (*Panthera tigris altaica*) tienen menor éxito reproductivo y supervivencia en áreas con más densidad de caminos (Kerley et al. 2002).

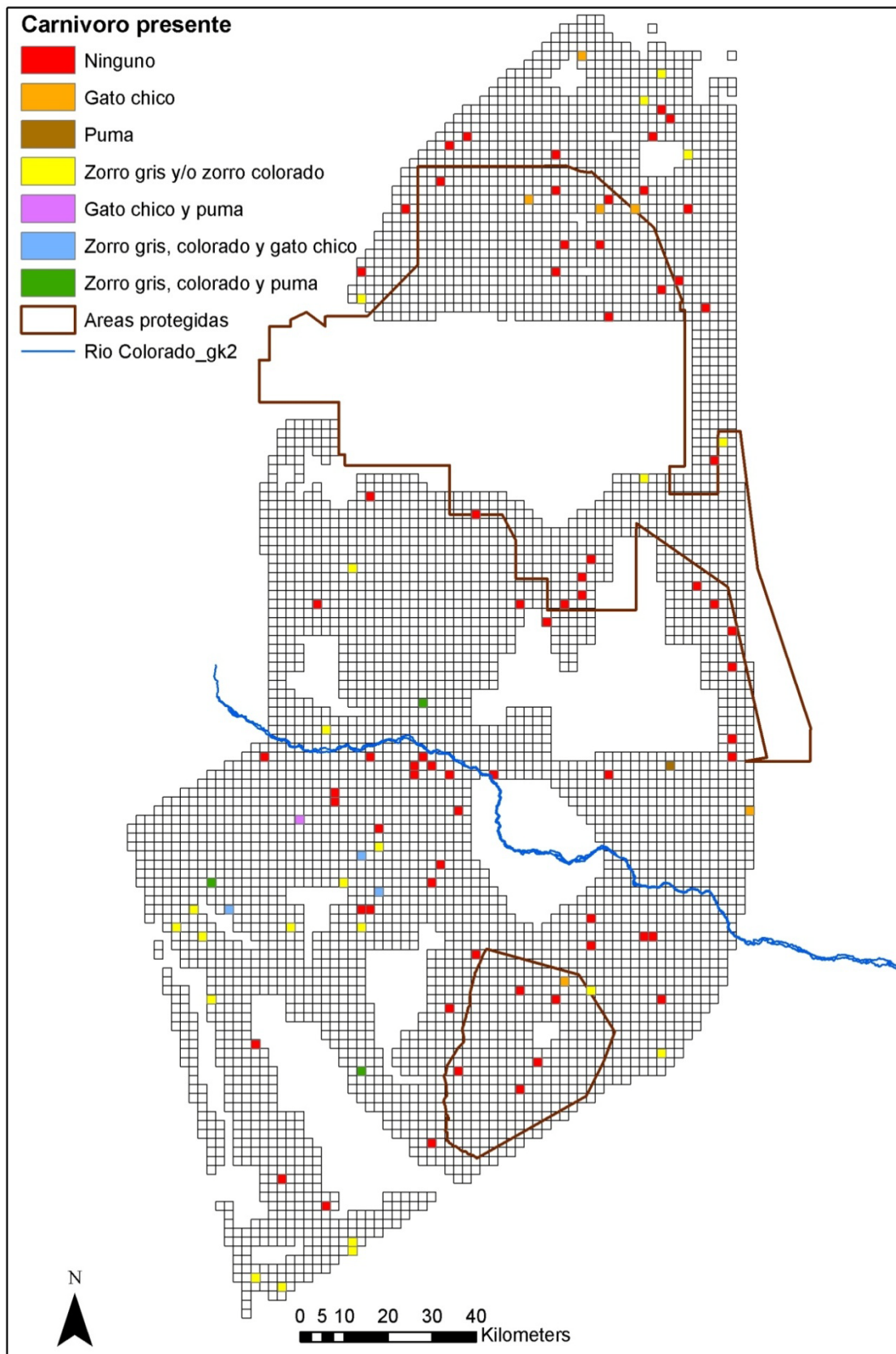
El hecho de que los carnívoros en mi área de estudio estén alejados de los caminos puede estar afectando la distribución de choiques y maras en el mismo área. Los choiques y las maras tienen una distribución espacial contrastante con la de los carnívoros y tienden a ubicarse cerca de caminos (capítulo III). Este uso de hábitat podría reducir su exposición a ser depredados por los carnívoros, a pesar de incrementar la posibilidad de exponerse a la caza furtiva que ocurre desde los caminos.

Los carnívoros se encontraron en mi área de estudio en zonas de mayor pendiente, lo que podría incrementar la disponibilidad de estructuras del hábitat para atacar a sus presas con mayor éxito de caza (Laundré y Hernandez 2003). Como el valor que usé para pendiente es un promedio de la celda de 2 x 2 km, valores mayores indican mayor relieve topográfico. Por otro lado, la probabilidad de presencia de carnívoros aumentó a menor elevación, de manera similar a lo encontrado en Chile (Jimenez et al. 1996) para el zorro gris, la especie de carnívoro más abundante en mi área de estudio. Por otro lado, las potenciales presas nativas grandes se encuentran en áreas más altas (choique y guanaco, capítulo III) o con menos pendiente (mara, capítulo III), lo que puede reducir su probabilidad de ser depredadas. Comparado con lo que informaron los pobladores locales en las entrevistas, las transectas que hice en puntos elegidos al azar llevaron a una estimación similar del porcentaje de área ocupado por las dos zorros (entrevistas: 95,65 %, transectas: 99,68 %). En cambio, tanto para los gatos chicos como para los pumas, las estimaciones basadas en transectas aleatorias fueron mucho



menores que las estimaciones basadas en las entrevistas (gatos chicos, entrevistas: 83 % gato montés y 56 % gato de pajonal, transectas: 36,50 %; pumas, entrevistas: 43 %, transectas: 18.25 %). Esto coincide con el patrón espacial de defecación de las distintas especies. Los zorros defecan en campo abierto y por ello los métodos de relevamiento basados en diseños al azar son eficaces para la detección de su presencia a través de sus heces (Travaini et al. 2003). Los gatos, por otro lado, tienden a usar letrinas en áreas más ocultas como cuevas (Palacios et al. 2012) y las fecas de pumas suelen encontrarse en sitios rocosos o escarpados y en orillas de pequeños arroyos (Smallwood y Fitzhugh 1995, Pia et al. 2013). Por estas razones, aunque incluí en el análisis de ocupación a los pumas y gatos chicos junto con los zorros, mis resultados son más confiables para zorros que para felinos.

Los patrones de distribución encontrados para los carnívoros en este estudio son en general opuestos a los que encontré para el choique (capítulo III). Es posible que estas diferencias se deban a que los choiques estén activamente evitando a los predadores, pero también es posible que los dos patrones estén regidos por la densidad del ganado menor, con el choique siendo expulsado de áreas con más chivos y los carnívoros siendo atraídos a esas áreas por la alta disponibilidad de comida en forma de ganado menor en pie y como carroña. En cualquier caso, ambos patrones muestran que el ganado menor sería un factor decisivo para la distribución y abundancia tanto de uno de los herbívoros nativos antiguamente dominantes en biomasa como de una parte importante del ensamble de carnívoros de la estepa en el área de estudio, además en las interacciones entre predadores y presas nativos.



**Fig. 5.1.** Distribucion de carnívoros en el paisaje. Gato chico incluye gato de pajonal y gato montés.

**Tabla 5.1. Correlaciones entre las covariables registradas. Las correlaciones marcadas en rojo son significativas con un  $p < 0.005$ . N=105**

	NDVI	% PEND	ELEV	DENS CAM	DENS FCH	DIST PUE	DIST LOC	DIST CAM	VC	OC	LC	GUA
NDVI	1,00	0,32	0,45	-0,28	-0,17	0,04	-0,08	-0,11	-0,11	0,23	0,04	0,34
% PEND	0,32	1,00	0,17	0,20	-0,09	-0,17	-0,02	-0,13	-0,21	0,16	0,10	0,28
ELEV	0,45	0,17	1,00	-0,31	0,02	0,24	-0,04	-0,22	-0,03	0,01	0,44	0,04
DENS CAM	-0,28	0,20	-0,31	1,00	0,02	0,01	-0,14	-0,08	-0,02	-0,11	-0,03	0,08
DENS FCH	-0,17	-0,09	0,02	0,02	1,00	0,05	-0,01	0,00	0,15	-0,24	0,17	-0,03
DIST PUE	0,04	-0,17	0,24	0,01	0,05	1,00	0,14	-0,01	-0,08	-0,28	0,16	0,08
DIST LOC	-0,08	-0,02	-0,04	-0,14	-0,01	0,14	1,00	0,41	0,13	0,07	0,04	0,10
DIST CAM	-0,11	-0,13	-0,22	-0,08	0,00	-0,01	0,41	1,00	0,06	-0,00	-0,06	-0,09
VC	-0,11	-0,21	-0,03	-0,02	0,15	-0,08	0,13	0,06	1,00	0,04	0,38	-0,27
OC	0,23	0,16	0,01	-0,11	-0,24	-0,28	0,07	-0,00	0,04	1,00	-0,06	-0,29
LC	0,04	0,10	0,44	-0,03	0,17	0,16	0,04	-0,06	0,38	-0,06	1,00	-0,08
GUA	0,34	0,28	0,04	0,08	-0,03	0,08	0,10	-0,09	-0,27	-0,29	-0,08	1,00

ELEV=elevación, % PEND= porcentaje de pendiente, DENS CAM=densidad de caminos, DENS FCH= densidad de fecas de choique, DIST PUE=distancia al puesto más cercano, DIST LOC=distancia a la localidad más cercana, DIST CAM=distancia al camino más cercano, VC= proporción de la transecta con signos de vaca/caballo, OC= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, LC= proporción de la transecta con signos de liebre/conejo, GUA= proporción de la transecta con signos de guanaco.

**Tabla 5.2. Modelo sobre distribución de carnívoros en relación a variables ambientales y antrópicas de menor AIC, y todos los modelos con un delta AIC<2. Estimadores Mínimos (MIN) y Máximos (MAX) de ocupación (PSI) y detectabilidad (P) y Errores estándares Mínimos y Máximos para PSI y P para cada sitio individual de cada modelo.**

Modelo	AIC	Delta AIC	Peso de AIC	Modelo de probabilidad	Número de parámetros.	- 2.LogLike	PSI		ES		P	ES
							MIN	MAX	MIN	MAX		
psi(oveja-chivo),p(.)	252.46	0	0.2521	1	3	246.46	0.3957	0.9092	0.085	0.1294	0.4205	0.0649
psi(distcam, oveja-chivo),p(.)	253.67	1.21	0.1376	0.5461	4	245.67	0.3504	0.9148	0.0855	0.3304	0.4201	0.0665
psi(%pend, oveja-chivo),p(.)	253.97	1.51	0.1185	0.47	4	245.97	0.3413	0.9122	0.0856	0.3872	0.4208	0.0647
psi(denscam, oveja-chivo),p(.)	254.32	1.86	0.0995	0.3946	4	246.32	0.3054	0.909	0.0874	0.2334	0.4198	0.065
psi(elev, oveja-chivo),p(.)	254.42	1.96	0.0946	0.3753	4	246.42	0.3703	0.9111	0.0854	0.172	0.4208	0.0649

oveja-chivo= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, distcam= distancia al camino más cercano, %pend= porcentaje de pendiente, denscam= densidad de caminos, elev= elevación.

**Tabla 5.3. Peso de importancia y dirección de la relación de cada covariable significativa para la ocupación de carnívoros.**

	PESO DE IMPORTANCIA	RELACION
Oveja-chivo	0.7023	(+)
Distcam	0.1376	(+)
%Pend	0.1185	(+)
Denscam	0.0995	(-)
Elev	0.0946	(-)

oveja-chivo= proporción de la transecta con signos de oveja/chivo, distcam= distancia al camino más cercano, %pend= porcentaje de pendiente, denscam= densidad de caminos, elev= elevación.

## *CAPITULO VI*

### **Conclusiones generales**

Mis resultados apoyan a mi hipótesis, que tanto la distribución como la abundancia de choique están limitadas principalmente por factores antrópicos. La suma de los pesos de importancia para presencia de choiques de covariables relacionadas con factores antrópicos es mucho mayor comparado con la de covariables ambientales (capítulo III). La covariable de más peso de importancia fue la abundancia relativa de ganado menor que también afectó negativamente la densidad de choiques (capítulo IV). Por otro lado, las variables ambientales mostraron una relación contraria a la que esperaría con respecto a la distribución del choique, en base a otros estudios de distribución y uso de hábitat de la especie (Bellis et al. 2006, Barri et al. 2009b). Estas variables ambientales también podrían estar siendo afectadas por factores antrópicos, dando como resultado una distribución diferente a la óptima para la especie. Estos resultados refuerzan mi hipótesis ya que las variables ambientales no solo no estarían respondiendo como si las poblaciones de choique estuvieran limitadas principalmente por factores ambientales naturales, sino que la relación entre el choique y su hábitat también puede estar siendo afectada por las variables antrópicas.

A pesar de que el choique es una especie con distribución amplia, en la mayoría de su rango tiene abundancias bajas (capítulo IV), situación contraria a lo propuesto por Brown (1984). Existen excepciones a esta regla que se han atribuido a diferentes factores como antigüedad de la especie (Johnson 1998), hábitat en el que habita (Thompson et al 1998), tamaño corporal (Arita et al. 1990), o competencia (Gaston y Fuller 2008). Thompson et al. (1998) encontraron que la relación positiva entre rango y abundancia no siempre existía en zonas escarpadas (mayor pendiente y mayor elevación) como es gran parte de este paisaje, pero no en todo el rango del choique. Por otro lado el choique es un ave de gran tamaño, y las especies animales de mayor talla tienden a tener densidades poblacionales más bajas y distribuciones más amplias (Arita et al. 1990). La competencia puede estar reduciendo la abundancia local aún en especies ampliamente distribuidas (Gaston y Fuller 2008). En este estudio la abundancia de choique se ve afectada negativamente por ganado menor. Como el chivo en esta zona es la especie más abundante y su dieta es amplia, la competencia con el choique por los recursos parece ser uno de los factores que reduce las

poblaciones de choiques, así como también la caza por humanos y la persecución por los perros que ayudan al control de las majadas de chivos en el campo. También es posible que la caza furtiva y predación por poblaciones de carnívoros suplementadas por la abundante oferta de chivos estén ayudando a mantener las densidades de choiques en niveles bajos. Todo este conjunto de interacciones podría estar haciendo que el nicho realizado de choique en este paisaje sea mucho menor que el nicho funcional (Hutchinson 1957), resultando en una abundancia muy reducida aunque la distribución se mantenga.

En el Corredor del Guanaco, el chivo se ha convertido no solamente en la especie dominante en cuanto a sus números y biomasa, sino también en la especie que estructura las comunidades de fauna nativa y la vegetación. A través de efectos directos, como la competencia por comida y su rol de presa para los carnívoros, restringe la distribución y reduce la abundancia de los herbívoros, mientras atrae a los carnívoros y quizás aumenta sus abundancias. Adicionalmente desencadenan numerosos efectos indirectos, tanto por interacciones inter- e intra-gremiales como por actividades de los humanos que los acompañan. La suplementación de los carnívoros por ser una presa muy abundante y fácil de atacar agrega la competencia aparente (Holt 1977) con el choique y otras especies a la competencia directa por recursos. Los humanos cazan herbívoros para consumirlos y de este modo reducir la competencia con su ganado, y a los carnívoros para protegerlo de predación.

Las acciones de conservación suelen tener lugar en sistemas muy complejos, con muchos factores interactuando (Salafsky et al. 2001), como lo que encontré en este área. Por eso, los desafíos para la ciencia para guiar el desarrollo e implementación de planes de conservación son complejos también, y hacen falta nuevas maneras de generar información para usar en esquemas de manejo adaptativo, ya que no se puede esperar hasta que hayan estudios más definitivos, que además pueden no ser factibles en muchos casos. Mi diseño de estudio a nivel de paisaje me permitió conocer la distribución y abundancia (ya que había una calibración pre-existente obtenida en hábitats similares) de choique y la distribución de factores que son amenazas potenciales dentro de un paisaje de conservación. Un estudio a escala local podría no detectar la heterogeneidad espacial existente en este Corredor del Guanaco para la especie en estudio, tanto en la abundancia como en los efectos de las amenazas. Simultáneamente pude obtener datos sobre la distribución de otras especies

nativas como el guanaco, la mara y el ensamble de carnívoros, sumado a los factores asociados a sus distribuciones.

Cabe aclarar que este fue un estudio observacional y no experimental, necesario para evaluar a gran escala en este paisaje al choique en particular. Sin embargo de los resultados del estudio y de lo que conozco de la historia natural del choique y el guanaco surgen hipótesis sobre cómo realizar un manejo adaptativo (Walters y Holling 1990). De estudios previos se sabe que ambas especies declinaron en la Patagonia, en un sitio del sur de Neuquen la población de choique tuvo una reducción de densidad de 86 % en poco menos de 20 años (Funes et al. 2000) y en el norte de Neuquen las poblaciones de guanaco declinaron en un 93-96 % en un poco mas de 20 años (Radovani et al. 2014). Con este muestreo a escala de paisaje, relativamente sencillo, combinado con un análisis basado en la teoría de información llegué a conclusiones relevantes para la planificación de acciones de conservación para mantener a estas especies en el paisaje, desarrollando un plan de conservación para el choique en este paisaje en base a factores que proporcionen mayor vulnerabilidad a las amenazas identificadas como las más importantes. Analizando la situación actual de la especie, se pueden formar hipótesis para usar a fin de plantear acciones de conservación en un manejo adaptativo (Salafsky et al. 2001) para la perdurabilidad de la misma en esta zona.

En ese sentido, propongo las siguientes hipótesis de trabajo y acciones para la conservación del choique y los otros grandes herbívoros, el guanaco y la mara, en el Corredor del Guanaco:

1) El choique se mantiene en densidades bajas y el guanaco se ve excluido de algunas áreas por competencia directa y aparente con el chivo. Por eso, reducir la densidad de chivos en algunas áreas podría permitir crecer la población de choiques y guanacos en esas áreas. Sin embargo, esto es una tarea compleja, que requiere trabajo intensivo con los productores de chivos para encontrar maneras de permitirles mantener o mejorar sus ingresos con menos chivos.

2) Las distribuciones del choique, el guanaco y la mara podrían estar limitadas por la caza de cazadores furtivos desde caminos. Dos posibles acciones a llevar a cabo serian trabajar en conjunto con agencias de gobierno de recursos naturales para que aumenten el contralor en la zona mediante el incremento de vigilancia por guardaparques y guardafaunas y cierre de picadas petroleras y caminos en desuso para la reducción de las vías de acceso a fin de minimizar actividades furtivas

3) La distribución del choique podría estar siendo limitada por caza furtiva a caballo y colecta de huevos por pobladores rurales. Para disminuir este tipo de amenaza se debería trabajar con los pobladores rurales, informándolos de los impactos que estas acciones traen a las poblaciones de choique y tratando de concientizar de reducir estas actividades al mínimo posible.

Un manejo adaptativo del choique, el guanaco y la mara en este paisaje también requiere un monitoreo de las respuestas poblacionales de estas especies a largo plazo a las acciones de conservación implementadas. Según estas respuestas se pueden revisar las hipótesis y/o ajustar las acciones para poder ir aproximando a las metas de conservación. Mi diseño es apropiado para el monitoreo del choique y es muy útil para suplementar un monitoreo de los guanacos en áreas de mayor abundancia con transectas de línea con observaciones directas. Para el caso de la mara habría que analizar mejor y adaptar este diseño a fin de obtener información fiable de esta especie.

Analizando las conclusiones a las que se llega en este estudio y viendo los resultados que aparecen de este tipo de muestreo habría que plantear temas de investigación a futuro para complementar el mismo. En el caso del choique hace falta analizar su rol como presa y hacer estudios de análisis de dieta de carnívoros nativos. También sería muy útil estudiar los movimientos de choiques en relación a caminos, puestos y majadas de chivos, a través del uso de radioteleimetría. En cuanto a la mara, este estudio, que no fue diseñado para esta especie genera muchas preguntas sobre sus interacciones con especies introducidas y los efectos de actividades humanas. Habría que investigar cual es el mejor diseño para estudiar su distribución, incluyendo la escala de unidades de muestreo. Otros estudios también han encontrado asociaciones positivas con caminos y puestos (Rodríguez 2009, Alonso Roldan 2012), y sería importante evaluar si estas asociaciones en realidad las benefician o si son artefactos de su uso de hábitat que las expone a mayor riesgo.

La situación de conservación de esta zona es delicada y preocupante. Con el alto nivel de explotación minera y petrolera, y la ganadería extensiva entre otros factores antrópicos que afectan negativamente la fauna nativa, las acciones y medidas a tomar son de carácter urgentes. Considero que las poblaciones de choique aunque se encuentran en densidades muy bajas pueden recuperarse y volver a tener abundancias que aseguren su viabilidad en el largo plazo. Sin embargo, esto es posible pensando en



que se genere una situación de compromiso conjunto. Los investigadores deberíamos sugerir medidas de manejo necesarias para trabajar frente a la problemática de conservación actual, junto a las agencias gubernamentales que correspondan. Adicionalmente deberíamos interactuar con los pobladores rurales para poder, junto a ellos, encontrar un equilibrio entre el rédito económico necesario para que ellos puedan subsistir con la carga ganadera que tienen en sus campos y nuestro interés de poder conservar las poblaciones de especies nativas de la zona.

Estos resultados refuerzan la importancia de conservación de grandes paisajes, ya que pensar sólo en conservar áreas protegidas es insuficiente sobre todo en casos de especies grandes que requieren grandes áreas de acción (De Vries 1995). Intentando encontrar un balance entre los grandes capitales que generan fragmentación de hábitat (como explotación y exploración petrolera y minera), los pobladores rurales que utilizan recursos naturales para alimento de su ganado y la posibilidad de recuperar paisajes prístinos para que las poblaciones de especies nativas puedan recuperar su hábitat, es un desafío para la conservación de fauna en todo el mundo. Mi diseño presenta una herramienta original muy útil para planificación de conservación en grandes áreas donde no hay mucha o suficiente información sobre los patrones y procesos afectando el estatus de las especies de interés, permitiendo el análisis simultáneo de la distribución de especies nativas y los factores antrópicos y naturales que pueden estar limitando sus poblaciones.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Adams S (1908). Notes on the Rhea or South American Ostrich. *The Condor* Vol. X: 69-71.
- Akaike H (1987). Factor Analysis and AIC. *Psychometrika* 52 (3): 317-332.
- Alonso Roldan V (2012). Patrones de distribución espacial de la mara (*Dolichotis patagonum*) a distintas escalas. PhD thesis in Biology. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. Pp. 88.
- Anadón JD, Giménez A, Ballestar R y Perez I (2009). Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance. *Conservation Biology* 23 (3): 617-625.
- Andrewartha HG y Birch LC (1954). The distribution and abundance of animals. University of Chicago Press, Chicago.
- Angelstam P (1986). Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47 (3): 365-373.
- Arita HT, Robinson JG y Redford KH (1990). Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology* 4 (2): 181-192.
- Bailey LL, Simons TR y Pollock KH (2004). Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14 (3): 692-702.
- Baldi R, Campagna C y Saba S (1997). Abundancia y distribución del guanaco (*Lama guanicoe*) en el NE del Chubut, Patagonia Argentina. *Mastozoología Neotropical* 4(1): 5-15.
- Baldi R, Albon SD y Elston DA (2001). Guanacos and sheep: evidence for continuing competition in arid Patagonia. *Oecología* 129: 561-570.
- Baldi R, Pelliza-Sbriller A, Elston D y Albon S (2004). High potential for competition between guanacos and sheep in Patagonia. *Journal of Wildlife Management* 68 (4): 92-938.
- Baldi R (2007). Breeding success of the endemic mara *Dolichotis patagonum* in relation to habitat selection: Conservation Implications. *Journal of Arid Environments* 68: 9-19.
- Baldi R, Novaro A, Funes M, Walker S, Ferrando P, Failla M y Carmanchahi P (2010). Guanaco management in Patagonian rangelands: a conservation

opportunity on the brink of collapse. Pag. 266-290. En *Wild Rangelands: conserving Wildlife While Maintaining Livestock in Semi-Arid Ecosystems*, 1st edition. Edited by J.T. du Toit, R. Kock, and J.C. Deutsch. Blackwell Publishing.

- Baldi R, Pirronitto A, Burgi MV and Antún M (2015). Abundance estimates of the lesser rhea *Rhea pennata pennata* in the Argentine Patagonia: conservation implications. *Front. Ecol. Evol.* 3:135. doi:10.3389/fevo.2015.00135
- Barri FR, Martella MB y Navarro JL (2008). Effect of hunting, egg harvest and livestock grazing intensities on density and reproductive success of lesser rhea *Rhea pennata pennata* in Patagonia: implications for conservation. *Oryx* 42 (4): 607-610
- Barri FR, Martella MB y Navarro JL (2009a). Reproductive success of Wild Lesser Rheas (*Pterocnemia -Rhea- pennata pennata*) in north-western Patagonia, Argentina. *Journal of Ornithology* 150 (1):127-132
- Barri FR, Martella MB y Navarro JL (2009b). Nest-site habitat selection by Lesser Rheas (*Rhea pennata pennata*) in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Ornithology* 150 (2): 511-514
- Beldomenico PM, Uhart M, Bono MF, Marull C, Baldi R y Peralta JL (2003). Internal parasites of free-ranging guanacos from Patagonia. *Veterinary Parasitology* 118: 71-77.
- Bellis LM, Martella MB, Navarro JL y Vignolo PE (2004). Home range of greater and lesser rhea in Argentina: relevance to conservation. *Biodiversity and Conservation* 13: 2589-2598
- Bellis LM, Navarro JL, Vignolo PE y Martella MB (2006). Habitat preferences of lesser rheas in Argentine Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 15: 3065-3075
- Belovsky GE (1986). Generalist herbivore foraging and its role in competitive interactions. *American Zoologist* 26 (1): 51-69.
- Berg JE (2007). The carnivore assemblage of La Payunia Reserve, Patagonia, Argentina: dietary niche, prey availability, and selection. Tesis de Master of Science. Universidad de Montana. Missoula. MT.
- Berger J (2007). Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology letters* 3: 620-623.

- Bertonatti C (1997). El horizonte infinito. Las áreas naturales de la estepa patagónica argentina. Techint.
- BirdLife International and NatureServe (2011). Bird species distribution maps of the world. BirdLife International, Cambridge, UK and NatureServe, Arlington, USA.
- BirdLife International (2014). *Rhea pennata*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on **13 June 2015**.
- BirdLife International (2015a) Species factsheet: *Rhea tarapacensis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 11/11/2015. Recommended citation for factsheets for more than one species: BirdLife International (2015) IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 11/11/2015.
- BirdLife International (2015b) Species factsheet: *Rhea pennata*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 11/11/2015. Recommended citation for factsheets for more than one species: BirdLife International (2015) IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 11/11/2015.
- Bolger DT, Scott TA y Rotenberry JT (1997). Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. Conservation Biology 11 (2): 406-421.
- Bonino N, Bonvissuto G, Pelliza-Sbriller A y Somlo R (1986). Hábitos alimentarios de los herbívoros en la zona central del área ecológica sierras y mesetas occidentales de la Patagonia. Com.tec N°28. Recursos Naturales-Dieta. Revista Argentina de Producción Animal 6 (5-6): 275-287.
- Boyd L y Keiper R (2005). Behavioural ecology of feral horses. The domestic horse. The evolution, development and management of its behaviour. Cambridge University Press, Cambridge, 55-82.
- Branch L (1995). Observation of predation by pumas and Geoffroy's cats on the plains vizcacha in semi arid scrub of central Argentina. Mammalia 59 (1): 152-156.
- Brown JH (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. The American Naturalist 124 (2): 255-279.

- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL Y Thomas L (2001). Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. 1<sup>st</sup> ed. OXFORD University press. Pp. 432.
- Burgi MV, Marino A, Rodriguez MV, Pazos G y Baldi R (2012). Response of guanacos *Lama guanicoe* to changes in land management in Peninsula Valdes, Argentine Patagonia: conservation implications. *Oryx* 46 (1): 99-105.
- Burnham KP y Anderson DR (2002). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York, USA: Springer-Verlag. Pp. 496.
- Camezzana OM (1987). Ecología alimenticia del ñandú petiso de la Patagonia (*Pterocnemia pennata*). Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Campos CM, Borghi CE, Giannoni SM, Ortiz GS y Pastran G (Eds.) (2007). La fauna en los desiertos de altura. Características, usos y potencialidades en la zona de influencia de San Guillermo. Zeta Editores. Argentina
- Carbone C, Christie S, Conforti K, Coulson T, Franklin N, Ginsberg JR, Griffiths M, Holden J, Kawanishi K, Kinnaird M, Laidlaw R, Lynam A, Macdonald DW, Martyr D, Mcdougal C, Nath L, O'Brien T, Seidensticker J, Smith DJL, Sunquist M, Tilson R y Wan Shahrudin WN (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75-79.
- Carbone C y Gittleman JL (2002). A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 29: 2273-2276.
- Carroll C, Noss RF, Paquet PC y Schumaker NH (2004). Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology* 18 (4): 1110-1120.
- Chang Reissig E, Terzolo H, Armando S y Rogé A (2004). Hatching success and embryonic mortality on lesser rhea (*Pterocnemia pennata*) farms in northern Patagonia, Argentina. *British Poultry Science* 45: 471-475
- Chehébar C, Novaro A, Iglesias G, Walker S, Funes M, Tammone M y Didier K (2013) Identificación de áreas de importancia para la biodiversidad en la estepa y el monte de Patagonia. ErreGé y Asociados imprenta.
- Clark Labs (2009). IDRISI 16: Taiga Edition. Clark University, Worcester, USA.

- Cooch E y White G (Eds.) (2007). Program MARK. A gente introduction. 6th edition. Pp. 690.
- Crego RD, Didier KA y Nielsen CK (2014). Modeling meadow distribution for conservation action in arid and semi-arid Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 102: 68-75.
- Crespo JA y De Carlo JM (1963). Estudio ecológico de una población de zorros colorados *Ducisyon culpaeus*. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Serie Ecología* 1: 1-55.
- Cuyckens GAE, Perovic PG y Cristobal L (2015). How are wetlands and biological interactions related to carnivore distributions at high altitude? *Journal of Arid Environments* 115: 14-18.
- De Lucca ER (1996) Censos de choiques (*Pterocnemia p.pennata*) en el sur Patagonico. *El Hornero* 14: 74-77.
- De Vries MF (1995). Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in western Europe. *Conservation Biology* 9 (1): 25-33.
- De Wan AA, Sullivan PJ, Lembo AJ, Smith CR, Maerz JC, Lassoie JP y Richmond ME (2009). Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biological Conservation* 142: 982-991.
- del Hoyo J, Elliott A y Sargatal J (Eds) (1992). *Handbook of the birds of the World. Volume 1.* Lynx Edicions, Barcelona. Pp. 696.
- del Valle AE (1982). Estimación del número de choiques en Estancia Fortín Nogueyra. Informe interno. Dirección Ecología Animal, Provincia del Neuquén.
- Delsuc F, Superina M, Ferraris G, Tilak M y Douzeri EJP (2007) Molecular evidence for hybridization between the two living species of South American ratites: potential conservation implications. *Conservation Genetics* 8: 503-507.
- Dickson BG, Jenness JS y Beier P (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of wildlife Management* 69 (1): 264-276.
- Donadio E, Buskirk SW (2006). Flight behavior in guanacos and vicuñas in areas with and without poaching in western Argentina. *Biological Conservation* 127: 139-145.
- Estes JA, Duggins DO y Rathbun GB (1989). The ecology of extinctions in kelp forest communities. *Conservation Biology* 3 (3): 252-264.

- Fahrig L (2003). Effects of habitat fragmentation biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487–515.
- Fahrig L y T Rytwinski (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1), 21.
- Fernandez GJ y Reboreda JC (1998). Effects of clutch size and timing of breeding on reproductive success of greater rhea. *The Auk* 115: 340-348
- Fernandez GJ y Reboreda JC (2002). Nest site selection by male Greater Rheas. *Journal of Field Ornithology* 73: 166-173
- Funes MC y Novaro AJ (1999). Rol de la fauna silvestre en la economía del poblador rural, provincia de Neuquén, Argentina. *Revista Argentina de Producción Animal* 19: 265-271.
- Funes MC, Rosauer MM, Sanchez Aldao G, Monsalvo OB y Novaro AJ (2000). Proyecto: Manejo y conservación del choique en la Patagonia. Informe segunda etapa: Análisis de los relevamientos poblacionales. Reporte al Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Neuquén, Argentina. Pp. 27.
- García VB y Kittlein MJ (2005). Diet, habitat use, and relative abundance of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) in northern Patagonia, Argentina. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 70 (4): 218-226.
- Gasaway WC, Boertje RD, Grangaard DV, Kelleyhouse DG, Stephenson RO y Larsen DG (1992). The role of predation in limiting moose at low densities in Alaska and Yukon and implications for conservation. *Wildlife monographs* 3-59.
- Gaston KJ y Lawton JH (1990). Effects of scale and habitat on the relationship between regional distribution and local abundance. *Oikos* 58: 329-335.
- Gaston KJ (1998). Ecology: rarity as double jeopardy. *Nature* 394: 229-230.
- Gaston KJ y Curnutt JL (1998). The dynamics of abundance-range size relationships. *Oikos* 81: 38-44.
- Gaston KJ y Fuller RA (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23 (1): 14-19.
- Gehring TM (1995). Winter wolf movements in northwestern Wisconsin and east-central Minnesota: a quantitative approach, University of Wisconsin, Stevens Point, M.S. Thesis. Pp. 132.
- Giai AG (1944) El ñandú overo o “Cheuque”, en cautividad. *El Hornero*. Vol VIII: 471-480.

- Gibson LA, Wilson BA, Cahill DM y Hill J (2004). Spatial prediction of rufous bristlebird habitat in a coastal heathland: a GIS-based approach. *Journal of Applied Ecology* 41: 213-223.
- Gioffredo JJ y Petryna A (2010). Caprinos: generalidades, nutrición, reproducción e instalaciones. Rio Cuarto. Argentina. 20 p.
- Giordano PF, Bellis LM, Navarro JL y Martella MB (2008). Abundance and spatial distribution of Greater Rhea *Rhea americana* in two sites on the pampas grasslands with different land use. *Bird Conservation International* 18: 63-70.
- Gompper ME y Vanak AT (2008). Subsidized predators, landscapes of fear and disarticulated carnivore communities. *Animal Conservation* 11: 13-14.
- González A, Novaro A, Funes M, Pailacura O, Bolgeri MJ y Walker S (2012). Mixed-breed guarding dogs reduce conflict between goat herders and native carnivores in Patagonia. *Human-Wildlife Interactions* 6 (2): 327-334.
- Gray GR (1871). Hand-list of genera and species of birds, distinguishing those contained in the British Museum. Part III. Struthiones, Grallae, and Anseres, with indices of generic and specific names. London
- Groom MJ (2006). Threats to biodiversity. Pp. 63-109. En: Groom MJ, Meffe GK y Carroll CR (Eds.) *Principles of Conservation Biology*. 3<sup>rd</sup> edition. Sinauer, Sunderland.
- Gros PM, Kelly MJ y Caro TM (1996). Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *Oikos*: 197-206.
- Hanski I, Kouki J y Halkka A (1993). Three explanations of the positive relationship between distribution and abundance of species. - En: Ricklefs R y Schluter D (eds), *Historical and geographical determinants of community diversity*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 108-116
- Harris G (2008). *Guía de aves y mamíferos de la costa patagónica*. Ed. El Ateneo
- Hecnar SJ y M'Closkey RT (1998). Effects of human disturbance on five-lined skink, *Eumeces fasciatus*, abundance and distribution. *Biological Conservation* 85: 213-222.
- Hilbe JM (2011). *Negative binomial regression*. (Second Ed). Cambridge University Press. 251 pp.



- Hines JE (2006). PRESENCE2. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC  
<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- Holt RD (1977). Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* 12 (2): 197-229.
- Hulet CV, Anderson DM, Smith JN y Shupe WL (1987). Bonding of sheep to cattle as an effective technique for predation control. *Applied Animal Behaviour Science* 19 (1): 19-25.
- Hutchinson GE (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on quantitative biology* 22:415-427.
- Instituto Argentino del Petróleo y el Gas (2012) Estadísticas interactivas de petróleo y gas. Buenos Aires, Argentina. <http://www.iapg.org.ar> [accessed 28 June 2012].
- Iriarte, J. A., Johnson, W. E., & Franklin, W. L. (1991). Feeding ecology of the Patagonia puma in southernmost Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 145-156.
- Jiménez JE, Yáñez JL, Tabilo EL y Jaksic FM (1996). Niche-complementarity of South American foxes: reanalysis and test of a hypothesis. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 113-123.
- Johnson CN (1998). Species extinction and the relationship between distribution and abundance. *Nature* 394: 272-274.
- Jory JE (1975) Observaciones etológicas en *Pterocnemia pennata pennata* (D'Orbigny) (Aves: Rheidae). *Anales del Instituto de la Patagonia Vol VI*: 147-159.
- Karanth KU, Nichols JD, Kumar NS, Link WA y Hines JE (2004). Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(14): 4854-4858.
- Karanth KU, Gopaldaswamy AM, Kumar NS, Vaidyanathan S, Nichols JD y MacKenzie DI (2011). Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* 48: 1048-1056.
- Karesh WB, Uhart MM, Dierenfeld ES, Braselton WE, Torres A, House C, Puche H, y Cook RA (1998). Health evaluation of free-ranging guanaco (*Lama guanicoe*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 29 (2): 134-141.

- Kerley LL, Goodrich JM, Miquelle DG, Smirnov. En: Quigley HB y Hornocker MG (2002). Effects of roads and human disturbance on Amur tigers. *Conservation Biology* 16 (1): 97-108.
- Lambertucci SA, Trejo A, Di Martino S, Sánchez-Zapata JA, Donázar JA y Hiraldo F (2009). Spatial and temporal patterns in the diet of the Andean condor: ecological replacement of native fauna by exotic species. *Animal Conservation* 12(4): 338-345.
- Lantschner MV, Rusch V y Hayes JP (2012). Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 269: 271-278.
- Laundré JW y Hernández L (2003). Winter hunting habitat of pumas *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, USA. *Wildlife Biology* 9 (2): 123-129.
- Lopes MA y Ferrari SF (2000). Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14 (6): 1658-1665.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA y Langtimm C (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83 (8): 2248-2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson MG y Franklin AB (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84 (8): 2200-2207.
- Mackenzie DI y Bailey LL (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9 (3): 300–318.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL y Hines JE (Eds.) (2006). Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press. Elsevier Inc. Pp. 324.
- Madhusudan MD (2004). Recovery of wild large herbivores following livestock decline in a tropical Indian wildlife reserve. *Journal of Applied Ecology*, 41: 858-869.
- Mahon PS, Banks PB y Dickman CR (1998). Population indices for wild carnivores: a critical study in sand-dune habitat, south-western Queensland. *Wildlife Research* 25 (2): 11-22.

- Marinero NV, Cortez RO, Navarro JL y Martella MB (2014). Density and abundance of *Rhea pennata garleppi* (Struthioniformes: Rheidae) in the Puna ecoregion of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 87: 17
- Massone Mezzano M (2001). Los cazadores después del hielo. La cueva de Tres Arroyos en el contexto del poblamiento humano inicial de Fuego-Patagonia. Tesis de Magister en Arqueología, Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Sociales. Depto de Antropología, Santiago.
- Medina ME, Acosta Hospitaleche C, Turnes L, Apolinaire E y Pastor S (2011). Huevos de *Rhea pennata* en el Holoceno Tardío de la provincia de Córdoba (Argentina): implicaciones ambientales, zoogeográficas y arqueológicas. *Archaeofauna* 20: 157-169.
- Mills MGL y Gorman ML (1997). Factors affecting the density and distribution of wild dogs in the Kruger National Park. *Conservation Biology* 11 (6): 1397-1406.
- Miotti L y Salemme M (1999). Biodiversity, taxonomic richness and specialists-generalists during Late Pleistocene/Early Holocene times in Pampa and Patagonia (Argentina, Southern South America). *Quaternary International* 53-54: 53-68
- Mishra CH, Van Wieren SE, Ketner P, Heitkönig IMA y Prins HHT (2004). Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in
- Mitchell BD y PB Banks (2005). Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Austral Ecology* 30: 581-591.
- Moreno FP (2001). 3° reimpresión. Viaje a la Patagonia Austral. Ediciones El Elefante Blanco.
- Navarro JL y Martella MB (2002). Reproductivity and raising of Greater Rhea (*Rhea americana*) and Lesser Rhea (*Pterocnemia pennata*): a review. *Archiv für Geflügelkunde* 66 (3): 124-132.
- Novaro AJ, Funes MC y Walker RS (2000). Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation* 92: 25-33.
- Novaro AJ, Funes MC y Jiménez JE (2004). Patagonia foxes. Selection of introduced prey and conservation of culpeo and chilla foxes in Patagonia. Pp. 243-254,

- En: The Biology and Conservation of Wild Canids (D. W. Macdonald y C. Sillero-Zubiri, eds.). Oxford University Press, Oxford, 450 pp
- Novaro AJ y Walker RS (2005). Human-induced changes in the effect of top carnivores on biodiversity in the patagonian steppe. Pag. 267-287. En: Ray JC, Redford KH, Stenneck R, Berger J (Eds.). Large carnivores and the Conservation of Biodiversity. Island Press. Washington.
- Novaro AJ, Moraga CA, Briceño C, Funes MC y Marino A (2009). First records of culpeo (*Lycalopex culpaeus*) attacks and cooperative defense by guanacos (*Lama guanicoe*). Mammalia 73 (2): 148-150.
- Ojeda R y Pardinás U (2008). *Dolichotis patagonum*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on **22 October 2014**.
- Palacios R, Walker RS y Novaro AJ (2012). Differences in diet and trophic interactions of Patagonian carnivores between areas with mostly native or exotic prey. Mammalian Biology 77: 183-189.
- Paoletti G y Puig S (2007). Diet of the Lesser Rhea (*Pterocnemia pennata*) and availability of food in the Andean Precordillera (Mendoza, Argentina). Emu 107: 52-58
- Pedrana J, Bustamante J, Travaini A y Rodríguez A (2010). Factors influencing guanaco distribution in southern Argentine Patagonia and implications for its sustainable use. Biodiversity and Conservation 19: 3499-3512.
- Pedrana J, Bustamante J, Travaini A, Rodríguez A, Zapata S, Zanón Martínez JI y Procopio D (2011). Environmental factors influencing the distribution of the Lesser Rhea (*Rhea pennata pennata*) in southern Patagonia. Emu 111(4):350-359.
- Pelliza Sbriller A, Sarasqueta D, Cohen L y Manacorda M (1995). Alimentación del Choique (*Pterocnemia pennata*) en áreas de Sierras y Mesetas Occidentales - Patagonia. Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata: 161.
- Pelliza Sbriller A, Sarasqueta D y Willems P (2003). Caracterización de la dieta del choique en Áreas Patagónicas. Comunicación Técnica N° 50. Área Recursos Naturales. Dieta en: 1° Congreso Latinoamericano sobre Conservación y Cría comercial de Ñandúes.

- Pelliza Sbriller A y Sarasqueta D (2004). Choiques: plantas forrajeras preferidas. Información Técnica. INTA E.E.A Bariloche Carpeta Técnica, 12/04. Misceláneas 4: 17–20. Esquel.
- Peres CA (2001). Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15 (6): 1490-1505.
- Pia MV, Renison D, Mangeaud A, De Angelo C y Haro JG (2013). Occurrence of top carnivores in relation to land protection status, human settlements and rock outcrops in the high mountains of central Argentina. *Journal of Arid Environments* 91: 31-37.
- Picman J (1988). Experimental study of predation on eggs of ground-nesting birds: effects of habitat and nest distribution. *The Condor* 90 (1):124-131.
- Pires A (1995). Área Natural Protegida Auca Mahuida - Anteproyecto. Informe Interno. Subsecretaría de Producción Agraria, Ministerio de Producción y Turismo, Provincia del Neuquén. 71 pp.
- Polasky S, Nelson E, Lonsdorf E, Fackler P y Starfield A (2005). Conserving species in a working landscape: landuse with biological and economic objectives. *Ecological Applications* 15 (4):1387-1401.
- Primack RB (1993). *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Prins HHT (2000). Cap 5: Competition between wildlife and livestock in Africa Pag. 51–80 En: Prins HHT, Grootenhuis JG y Dolan TT (Eds). *Wildlife Conservation by Sustainable Use*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.
- Puig S, Cona MI, Videla F y Méndez E (2013). Diet selection by the lesser rhea (*Rhea pennata pennata*) in Payunia, Northern Patagonia (Mendoza, Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCUYO* 45 (1): 211-224.
- Pulliam HR (1988). Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 652-661.
- Rabinowitz D, Cairns S y Dillon T (1986). Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Pp 182-204 En: ME SOULE (editor). *Conservation biology-the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

- Radovani NI, Funes MC, Walker RS, Gader R y Novaro AJ (2014). Guanaco *Lama guanicoe* numbers plummet in an area subject to poaching from oil-exploration trails in Patagonia. *Oryx* 49 (1): 42-50.
- Ritchie EG, Martin JK, Krockenberger AK, Garnett S y Johnson CN (2008). Large-herbivore distribution and abundance: intra-and interspecific niche variation in the tropics. *Ecological Monographs*, 78(1), 105-122.
- Rivas LF (2004). Distribución, densidad y uso de hábitat de Choique (*Pterocnemia pennata pennata*) y Mara (*Dolichotis patagonum*) en la Reserva Provincial Auca Mahuida, Neuquén. Tesis de grado para la licenciatura en Ciencias Biológicas. FCEN, Universidad de Buenos Aires. Pp 26.
- Rodriguez D (2009). Modeling habitat use of the threatened and endemic mara (*Dolichotis patagonum*, Rodentia, Caviidae) in agricultural landscapes of Monte Desert. *Journal of Arid Environments* 73: 444-448.
- Roemer GW, CJ Donlan y F Courchamp (2002). Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey. *Proceedings of the National Academy of Science* 99 (2): 791–796.
- Salafsky N, Margoluis R y Redford KH (2001). Adaptive management: a tool for conservation practitioners. Washington, DC: Biodiversity Support Program. Pp. 100.
- Sales J (2009). Current conservation status of Ratites. *Journal of Threatened Taxa* 1: 9-16
- Sattler T, Bontadina F, Hirzel AH y Arlettaz R (2007). Ecological niche modelling of two cryptic bat species calls for a reassessment of their conservation status. *Journal of Applied Ecology* 44: 1188-1199.
- Schroeder NM, Ovejero R, Moreno PG, Gregorio P, Taraborelli P, Matteucci SD y Carmanchahi PD (2013). Including species interactions in resource selection of guanacos and livestock in Northern Patagonia. *Journal of Zoology* 291(3): 213-225.
- Schuette P, Creel S y Christianson D (2013a). Coexistence of African lions, livestock, and people in a landscape with variable human land use and seasonal movements. *Biological Conservation* 157: 148-154.
- Schuette P, Wagner AP, Wagner ME, Creel S (2013b). Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation* 158: 301-312.

- Secretaría de Ambiente y Desarrollo de la Nación SAyDS (2000) Propuesta de enmienda para transferir *Pterocnemia pennata pennata* desde el Apéndice I al Apéndice II de CITES. Jefatura de ministros. Buenos Aires, Argentina.
- Shannon G, Cordes LS, Hardy AR, Angeloni LM y Crooks KR (2014). Behavioral responses associated with a human-mediated predator shelter. PLoS ONE 9(4): e94630. doi:10.1371/journal.pone.0094630
- Sheu M, Hu T, Keeler TE, Ong M y Sung H (2004). The effect of a major cigarette price change on smoking behavior in California: a zero-inflated negative binomial model. Health Economics 13: 781-791.
- Sibley CG y Ahlquist JE (1990). Ratites and Tinamous. Pp 273–288. En: Phylogeny and classification of birds. A study in molecular evolution. Yale University Press, London.
- Sibley CG y Monroe BL (1990). Distribution and Taxonomy of Birds of the World. Yale University Press.
- Sibley CG y Monroe BL (1993). JR. 1990. Distribution and Taxonomy of Birds of the World. New Haven.
- Sigouin A (2014). Overview of the environmental degradation, associated environmental liabilities and plan for future remediation of Auca Mahuida, a protected area in Argentina. Independent Study EEEB 9509. Candidate for M.A. in Conservation Biology. Columbia University. Pp. 25.
- Sinclair AR (1985). Does interspecific competition or predation shape the African ungulate community? The Journal of Animal Ecology 54 (3) 899-918.
- Smallwood KS y Fitzhugh EL (1995). A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. Biological Conservation 71 (3): 251-259.
- Söderström B, Pärt T y Ryden J (1998). Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. Oecologia 117: 108-118.
- Statacorp (2007). *Stata Statistical Software: Release 10*. College Station, TX: StataCorp LP.
- Stephens PA, D'Sa CA, Sillero-Zubiri C, Leader-Williams N (2001). Impact of livestock and settlement on the large mammalian wildlife of Bale Mountains National Park, southern Ethiopia. Biological Conservation 100: 307-322.

- Stokes EJ, Strindberg S, Bakabana PC, Elkan PW, Iyenguet FC, Madzoké B, Malanda GAF, Mowawa BS, Mowkombou C, Ouakabadio FK y Rainey HJ (2010). Monitoring great ape and elephant abundance at large spatial scales: measuring effectiveness of a conservation landscape. PLoS ONE 5(4): e10294. doi:10.1371/journal.pone.0010294.
- Sweitzer RA, Jenkins SHy Berger J (1997). Near-Extinction of Porcupines by Mountain Lions and Consequences of Ecosystem Change in the Great Basin Desert. Conservation Biology 11 (6): 1407-1417.
- Taber AB y Macdonald DW (1992). Spatial organization and monogamy in the mara *Dolichotis patagonum*. Journal of Zoology 227 (3): 417-438.
- Thomas L, Laake JL, Rexstad E, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Burt ML, Hedley SL, Pollard JH, Bishop JRB y Marques TA (2009). Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>
- Thompson K, Hodgson JG y Gaston KJ (1998). Abundance–range size relationships in the herbaceous flora of central England. Journal of Ecology 86 (3): 439-448.
- Travaini A, Pereira J, Martínez-Peck R y Zapata SC (2003). Monitoreo de zorros colorados (*Pseudalopex culpaeus*) y grises (*Pseudalopex griseus*) en Patagonia: diseño y comparación de dos métodos alternativos. Mastozoología Neotropical 10 (2): 277-291.
- Travaini A, Zapata SC, Bustamante J, Pedrana J, Zanon JI y Rodríguez A (2015). Guanaco abundance and monitoring in Southern Patagonia: distance sampling reveals substantially greater numbers than previously reported. Zoological Studies 54 (1): 23.
- Vázquez DP (2005). Reconsiderando el nicho hutchinsoniano. Ecología Austral 15 (2): 149-158.
- Walker S, Funes M, Heidel L, Palacios R y Novaro A (2014). The endangered andean cat and fracking in Patagonia. Oryx 48 (1): 14-15.
- Wallgren M, Skarpe C, Bergström R, Danell K, Bergström A, Jakobsson T, Karlsson K, Strand T (2009). Influence of land use on the abundance of wildlife and livestock in the Kalahari, Botswana. Journal of Arid Environments 73: 314-321.



- Walters CJ y Holling CS (1990). Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71 (6): 2060-2068.
- Weller TJ (2008). Using occupancy estimation to assess the effectiveness of a regional multi-species conservation plan: Bats in the Pacific Northwest. *Biological Conservation* 141: 2279-2289.
- Westcott DA (1999). Counting cassowaries: what does cassowary sign reveal about their abundance?. *Wildlife Research* 26 (1): 61-67.
- Williams BK, Nichols JD y Conroy MJ (2002). Estimating abundance based on counts. Pp 241-261 En: *Analysis and management of animal populations. Modeling, estimation, and decision making*. Academic Press. Pp. 817.
- Wydeven AP, Mladenoff DJ, Sickley TA, Kohn BE, Thiel RP y Hansen JL (2001). Road density as a factor in habitat selection by wolves and other carnivores in the Great Lakes Region. *Endangered Species UPDATE* 18 (4): 110-114
- Yackulic CB, Strindberg S, Maisels F y Blake S (2011). The spatial structure of hunter access determines the local abundance of forest elephants (*Loxodonta africana cyclotis*). *Ecological Applications* 21 (4): 1296-1307.
- Young TP, Palmer TM y Gadd ME (2005). Competition and compensation among cattle, zebras, and elephants in a semi-arid savanna in Laikipia, Kenya. *Biological conservation* 122 (2): 351-359.
- Zanón Martínez JI, Travaini A, Zapata S, Procopio D y Santillán MA (2012). The ecological role of native and introduced species in the diet of the puma *Puma concolor* in southern Patagonia. *Oryx* 46(1): 106-111.
- Zapata SC, Travaini A, Delibes M y Martínez-Peck R (2005). Food habits and resource partitioning between grey and culpeo foxes in southeastern Argentine Patagonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (2): 97-103.

## APENDICE

**Tabla 1- Número de observaciones, densidad relativa (Heces/Ha) de choique, error estándar (ES), porcentaje de coeficiente de variación (% CV) e intervalo de confianza del 95% para cada celda muestreada.**

<b>CELDA</b>	<b># OBS</b>	<b>Heces/Ha</b>	<b>Choiques/km<sup>2</sup></b>	<b>ES</b>	<b>% CV</b>	<b>95% IC</b>
<b>62</b>	5	10,21	0,11	2,15	21,05	1,81 - 57,56
<b>122</b>		0,00	0,00			
<b>145</b>	4	8,17	0,09	4,12	50,43	3,05x10 <sup>-2</sup> -2185,7
<b>170</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>181</b>		0,00	0,00			
<b>255</b>		0,00	0,00			
<b>377</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>395</b>		0,00	0,00			
<b>472</b>	5	10,21	0,11	2,15	21,05	1,8118-57,56
<b>567</b>		0,00	0,00			
<b>577</b>	10	10,21	0,11	3,60	35,26	3,5786- 29,141
<b>674</b>		0,00	0,00			
<b>762</b>	22	22,47	0,23	4,50	20,03	12,775-39,51
<b>910</b>	2	4,08	0,04	0,27	6,56	3,5916-4,6457
<b>935</b>		0,00	0,00			
<b>966</b>	8	8,17	0,09	4,44	54,40	1,6589-40,234
<b>1021</b>	4	8,17	0,09	4,12	50,43	3,05 x10 <sup>-2</sup> -2185,7
<b>1022</b>	5	10,21	0,11	10,23	100,21	3,16 x10 <sup>-4</sup> -3,30 x10 <sup>5</sup>
<b>1071</b>	5	10,21	0,11	6,16	60,36	1,26 x10 <sup>-2</sup> -8303,4
<b>1111</b>		0,00	0,00			
<b>1112</b>		0,00	0,00			
<b>1173</b>	21	42,89	0,45	3,48	8,10	35,637-51,621
<b>1190</b>		0,00	0,00			
<b>1206</b>		0,00	0,00			
<b>1208</b>	78	79,65	0,83	8,22	10,32	62,947-100,8
<b>1214</b>		0,00	0,00			
<b>1256</b>		0,00	0,00			
<b>1259</b>	5	10,21	0,11	10,23	100,21	3,16 x10 <sup>-4</sup> -3,30 x10 <sup>5</sup>
<b>1280</b>	35	71,49	0,75	15,05	21,05	12,683-402,92
<b>1297</b>	2	4,08	0,04	4,09	100,21	1,26 x10 <sup>-4</sup> -1,32 x10 <sup>5</sup>
<b>1326</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>1352</b>	21	21,45	0,22	8,18	38,16	6,8875-66,774
<b>1357</b>		0,00	0,00			
<b>1359</b>		0,00	0,00			
<b>1643</b>		0,00	0,00			
<b>1682</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>1683</b>	9	18,38	0,19	6,24	33,97	0,53402-632,73
<b>1770</b>	13	13,28	0,14	5,44	40,99	3,9232-44,924

<b>1776</b>		0,00	0,00			
<b>1823</b>		0,00	0,00			
<b>1849</b>		0,00	0,00			
<b>1862</b>	4	8,17	0,09	0,54	6,56	7,1833-9,2915
<b>1944</b>		0,00	0,00			
<b>2000</b>	11	22,47	0,23	10,32	45,93	0,14323-3523,9
<b>2024</b>	8	16,34	0,17	1,07	6,56	14,367-18,583
<b>2050</b>	9	18,38	0,19	18,42	100,21	5,69 x10 <sup>-4</sup> -5,94 x10 <sup>5</sup>
<b>2100</b>	8	16,34	0,17	8,24	50,43	6,11 x10 <sup>-2</sup> -4371,4
<b>2115</b>	40	40,85	0,43	11,26	27,56	18,172-91,819
<b>2144</b>		0,00	0,00			
<b>2298</b>	8	16,34	0,17	8,24	50,43	6,11 x10 <sup>-2</sup> -4371,4
<b>2326</b>	18	18,38	0,19	5,01	27,25	8,2591-40,911
<b>2362</b>		0,00	0,00			
<b>2503</b>		0,00	0,00			
<b>2721</b>		0,00	0,00			
<b>2732</b>	8	16,34	0,17	4,22	25,85	1,4544-183,57
<b>2750</b>	7	14,30	0,15	6,20	43,36	0,12471-1639
<b>2846</b>	6	12,25	0,13	4,16	33,97	0,35601-421,82
<b>2870</b>		0,00	0,00			
<b>2958</b>	2	4,08	0,04	4,09	100,21	1,26 x10 <sup>-4</sup> -1,32 x10 <sup>5</sup>
<b>3010</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>3042</b>	14	14,30	0,15	2,80	19,57	8,254-24,764
<b>3051</b>	62	63,32	0,66	10,10	15,96	41,316-97,026
<b>3055</b>	5	10,21	0,11	6,16	60,36	1,26 x10 <sup>-2</sup> -8303,4
<b>3082</b>	5	10,21	0,11	2,15	21,05	1,8118-57,56
<b>3102</b>	7	14,30	0,15	2,25	15,72	5,4125-37,765
<b>3119</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>3246</b>	4	8,17	0,09	4,12	50,43	3,05 x10 <sup>-2</sup> -2185,7
<b>3248</b>	2	4,08	0,04	4,09	100,21	1,26 x10 <sup>-4</sup> -1,32 x10 <sup>5</sup>
<b>3280</b>	10	20,42	0,21	4,30	21,05	3,6236-115,12
<b>3297</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>3302</b>	5	10,21	0,11	10,23	100,21	3,16 x10 <sup>-4</sup> -3,30 x10 <sup>5</sup>
<b>3305</b>		0,00	0,00			
<b>3325</b>	1	1,02	0,01	1,02	100,21	7,28 x10 <sup>-2</sup> -14,323
<b>3415</b>	2	4,08	0,04	4,09	100,21	1,26 x10 <sup>-4</sup> -1,32 x10 <sup>5</sup>
<b>3419</b>	11	22,47	0,23	6,30	28,05	1,4657-344,38
<b>3475</b>	1	1,02	0,01	1,02	100,21	7,28 x10 <sup>-2</sup> -14,323
<b>3488</b>	2	2,04	0,02	2,05	100,21	0,14562-28,646
<b>3501</b>		0,00	0,00			
<b>3722</b>		0,00	0,00			
<b>3755</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>3782</b>		0,00	0,00			
<b>3797</b>		0,00	0,00			

<b>3803</b>	5	5,11	0,05	1,98	38,85	1,6066-16,228
<b>3823</b>		0,00	0,00			
<b>3865</b>	17	34,72	0,36	18,52	53,35	9,28 x10 <sup>-2</sup> -12.996
<b>3879</b>		0,00	0,00			
<b>3885</b>	3	4,08	0,04	2,37	58,11	0,42374-39,377
<b>3928</b>		0,00	0,00			
<b>3944</b>		0,00	0,00			
<b>3948</b>	5	5,37	0,06	4,07	75,72	0,64225-44,98
<b>3985</b>		0,00	0,00			
<b>4024</b>		0,00	0,00			
<b>4089</b>		0,00	0,00			
<b>4175</b>		0,00	0,00			
<b>4181</b>	2	4,08	0,04	4,09	100,21	1,26 x10 <sup>-4</sup> -1,32 x10 <sup>5</sup>
<b>4230</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007
<b>4355</b>		0,00	0,00			
<b>4415</b>	4	8,17	0,09	8,19	100,21	2,53 x10 <sup>-4</sup> -2,64 x10 <sup>5</sup>
<b>4431</b>	2	4,08	0,04	4,09	100,21	1,26 x10 <sup>-4</sup> -1,32 x10 <sup>5</sup>
<b>4534</b>	17	17,36	0,18	7,79	44,89	4,584-65,748
<b>4594</b>		0,00	0,00			
<b>4596</b>		0,00	0,00			
<b>4604</b>		0,00	0,00			
<b>4608</b>		0,00	0,00			
<b>4724</b>	1	2,04	0,02	2,05	100,21	6,32 x10 <sup>-5</sup> -66.007

RESEARCH ARTICLE

# Rapid Assessment of Distribution of Wildlife and Human Activities for Prioritizing Conservation Actions in a Patagonian Landscape

Lorena F. Rivas<sup>1,2\*</sup>, Andrés J. Novaro<sup>1,2</sup>, Martín C. Funes<sup>2</sup>, R. Susan Walker<sup>2</sup>

**1** Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Junín de los Andes, Neuquén, Argentina, **2** Patagonian Steppe Program, Wildlife Conservation Society, Junín de los Andes, Neuquén, Argentina

\* [lrivas@wcs.org](mailto:lrivas@wcs.org)



OPEN ACCESS

**Citation:** Rivas LF, Novaro AJ, Funes MC, Walker RS (2015) Rapid Assessment of Distribution of Wildlife and Human Activities for Prioritizing Conservation Actions in a Patagonian Landscape. PLoS ONE 10(6): e0127265. doi:10.1371/journal.pone.0127265

**Academic Editor:** Danilo Russo, Università degli Studi di Napoli Federico II, ITALY

**Received:** January 5, 2015

**Accepted:** April 14, 2015

**Published:** June 10, 2015

**Copyright:** © 2015 Rivas et al. This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

**Data Availability Statement:** All relevant data are within the paper.

**Funding:** This study was partially funded by a grant to the WCS Patagonian Steppe Program by the Disney Worldwide Conservation Fund (Conservation of Wildlife of the Andean Patagonia Steppe). Remaining funds were provided by the authors' institutions, the Wildlife Conservation Society and the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas of Argentina. The funders had no role in study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

## Abstract

Large landscapes encompassing reserves and areas with other human uses are necessary for conservation of many species. Generating information for conservation planning over such landscapes may be expensive and time-consuming, though resources for conservation are generally limited and conservation is often urgent. We developed a sign-based occupancy survey to help prioritize conservation interventions by simultaneously assessing the distribution of 3 species, the lesser rhea, guanaco, and mara, and their association with human activities in a 20,000-km<sup>2</sup> landscape in the northern Patagonian steppe. We used a single-season occupancy model with spatial rather than temporal replication of surveys in order to reduce costs of multiple visits to sites. We used covariates related to detectability, environmental factors, and different human activities to identify the most plausible models of occupancy, and calculated importance weights of covariates from these models to evaluate relative impacts of human activities on each species. Abundance of goats had the strongest negative association with lesser rheas and guanacos, and road density with maras. With six months of fieldwork, our results provided initial hypotheses for adaptive conservation interventions for each species. Addressing high livestock densities for rheas and guanacos, poaching by urban hunters for all three species, and hunting by rural people for rheas are priorities for conservation in this landscape. Our methodology provided new insights into the responses of these species, although low detection probabilities for maras indicate that the sampling scheme should be altered for future monitoring of this species. This method may be adapted for any large landscape where a rapid, objective means for prioritizing conservation actions on multiple species is needed and data are scarce.

**Competing Interests:** This study was partially funded by a grant to the WCS Patagonian Steppe Program by the Disney Worldwide Conservation Fund (Conservation of Wildlife of the Andean Patagonia Steppe). This does not alter the authors' adherence to PLOS ONE policies on sharing data and materials.

## Introduction

Conservation only within protected areas is insufficient in most parts of the world, especially for large-bodied, wide-ranging species. To plan conservation at a meaningful scale for these species, large landscapes that include protected areas as well as areas with other human uses must be considered [1], [2]. Conservation action at this scale is complex due to multiple jurisdictions and stakeholders. Collection of data on target species and human activities in order to prioritize and guide conservation actions may be expensive and time-consuming. Nevertheless, action at this scale is often necessary to improve long-term prospects for persistence of these species [3]

Surveys of a random set of sites for presence of a species may be used for rapid evaluation of distribution of the species within a large landscape. However, failure to account for the probability of a species being present without being detected leads to underestimation of distribution and thus biases conclusions [4]. Recent developments in occupancy modeling provide means for estimating the detection probability and reducing bias through multiple sampling. This methodology has been used increasingly for a variety of purposes at a landscape scale, such as prioritizing conservation planning for forest birds [5], analyzing effects of land use on carnivore diversity [6], evaluating effectiveness of a regional, multi-species conservation plan [7], and determining the landscape-level distribution of tigers [8].

The Patagonian steppe and scrub of southern Argentina, like most habitats worldwide, has been drastically changed over the last century by human activities. Only 0.7% is designated as protected areas with management plans and regular ranger patrols [9]. Conservation of wildlife in this region requires both strengthening of protected areas and improving conditions for wildlife outside of protected areas. Our target species for conservation in a 20,000-km<sup>2</sup> landscape in the northern Patagonian steppe include the guanaco *Lama guanicoe*, lesser rhea *Rhea pennata*, and mara *Dolichotis patagonum*.

Our overall goal was to develop a conservation strategy for these species in the landscape, and to that end we sought to identify how addressing different potential threats might impact their status. The principal objective of the study reported here was to quickly evaluate the distribution of lesser rheas and the human activities associated with them in the large, multi-use landscape. The lesser rhea, a 15–25 kg flightless bird [10] has declined throughout its range due to habitat degradation as a result of overgrazing, competition with livestock, predation, collection of eggs, and illegal hunting [11–14]. Within the landscape, we had data on distribution of the species from only one small sector. We needed to rapidly assess its overall distribution and simultaneously evaluate which threats were most relevant to address in this landscape. Thus, the study was designed with the lesser rhea in mind, a species that historically probably occupied most of the landscape except for the highest altitudes.

Our secondary objective was to evaluate distributions and human activities associated with the distributions of our other target species in this landscape, the mara and the guanaco. The mara is a large (8–16 kg) burrowing rodent restricted to areas with adequate soils. It is considered to be declining, due to loss of habitat, competition with livestock and introduced lagomorphs, and hunting [15]. The current distribution of the mara within the landscape was not known, but we do expect that historically it was limited to areas with adequate habitat conditions. The guanaco, a South American camelid, is the dominant herbivore of the steppe and scrub, and has suffered a 60% reduction of its range due to hunting, competition with livestock, and habitat loss [16]. This species also probably historically used the entire landscape. We had more detailed knowledge of its distribution and abundance within the landscape than for the other species, as well as information on human activities affecting its abundance at specific sites [17]. Nevertheless, we sought to evaluate human activities associated with the distribution of this species throughout the landscape, in order to evaluate potential landscape-level impacts of addressing those activities.

The human activities we considered to potentially have the greatest impacts on wildlife distribution and abundance were hunting and livestock husbandry. There are two principal types of hunting in the region, hunting by poachers, mostly urban residents, from vehicles along roads, and hunting by rural people from horseback. Interventions for the two types of hunting would be different. Livestock husbandry may affect native herbivores through various mechanisms, including direct competition for food and water, persecution by livestock producers, disease transmission from livestock to wildlife, and apparent competition between livestock and native prey via supplementation of native predators by livestock [13], [17–24].

Our design, based on occupancy modeling with covariates related to different human activities, permitted us to simultaneously evaluate distribution of these species and collect preliminary information on the most relevant human activities to target for adaptive management over the landscape. This approach could be useful to plan conservation for large, mixed-use areas where information on distribution of target species and human activities, as well as relationships between animal distributions and human activities, is needed in a short time period.

## Materials and Methods

### Study area

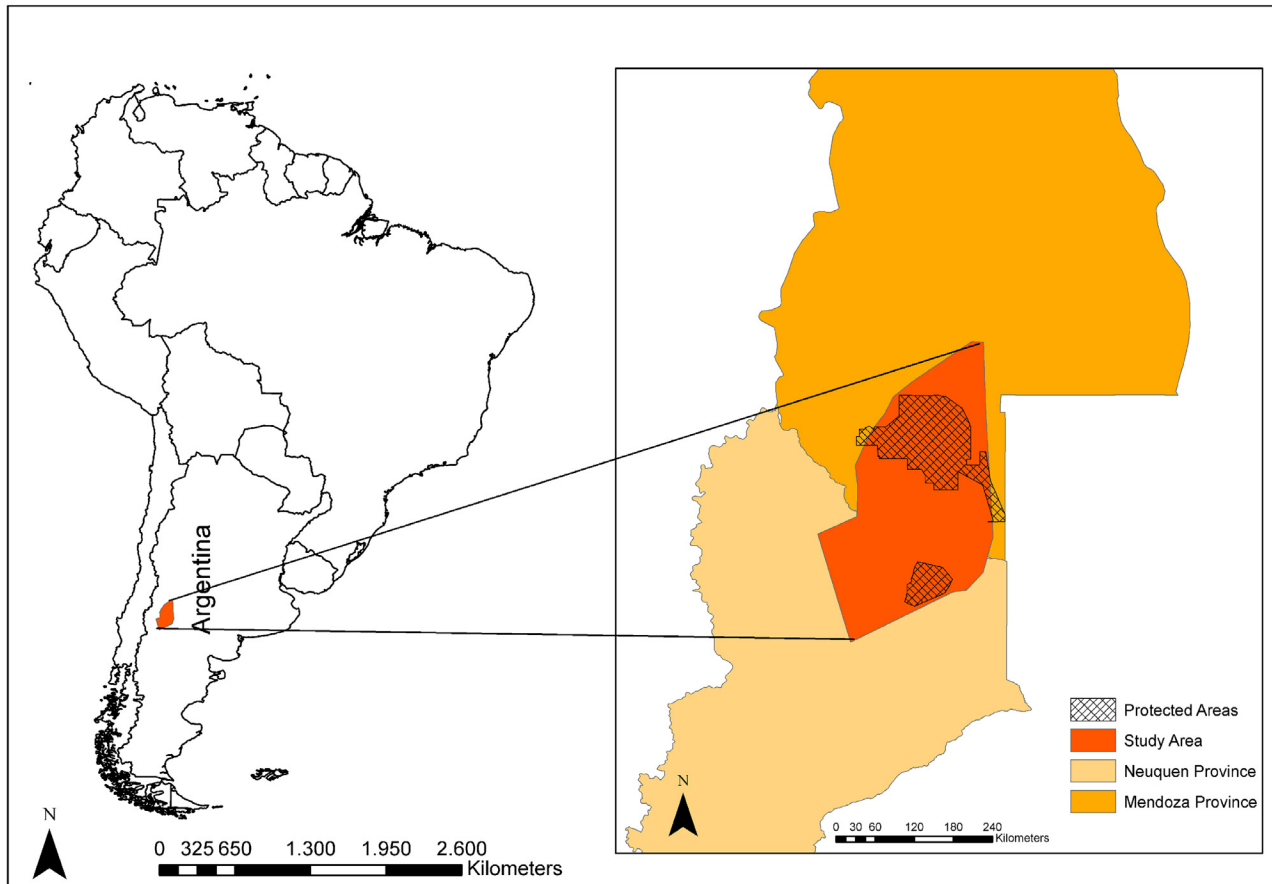
The 20,000-km<sup>2</sup> study area in northern Patagonia (Fig 1) is a mosaic of three biomes: the Patagonian steppe, scrub, and high Andes. The topography consists of high plateaus, river valleys, and old volcanic cones up to 4700 m.a.s.l. in elevation. Due to this geography and topography, the region is one of the areas of highest biodiversity of arid Patagonia [9]. It encompasses two large reserves (Reserva Provincial Auca Mahuida, Neuquén province, 770 km<sup>2</sup>, and Reserva La Payunia, Mendoza province, 6000 km<sup>2</sup>) and overlaps with the most productive oil field in Argentina. The predominant activity of local people is small-scale goat husbandry.

### Data collection

We divided the study area into a grid of 2 km by 2 km cells, and eliminated those that were inaccessible due to altitude and lack of trails or roads. We used the program PRESENCE (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software>) to determine the sampling scheme based on simulations using detection and occupancy probabilities from a pilot study on lesser rheas with similar survey methodology. We determined that with 105 sites sampled 2 times, including a subset of 20 sites sampled more intensively (4 times), we could achieve an occupancy estimate of 0.826, S.E. = 0.032, when true occupancy was 83%. We randomly selected 105 cells to sample from the 4741 cells in the grid. We used a single-season design, and because of the high cost in time and money of reaching each site, we did repeated spatial sampling of each site on the same day, rather than repeating sampling over time [25]. Sampling was carried out from September 2008 to March 2009, during the austral spring and summer.

We sampled signs rather than using direct observation of animals on transects due to relative low density of all species, which would lead to low sample sizes. The pilot study and other previous work by our group on lesser rheas demonstrated that sign transects and transects based on direct sightings of rheas are highly correlated, and that use of direct sightings tends to underestimate rhea abundance, especially in areas of low density [26]. Sampling was based on observation of signs while walking along 1000-m transects. The cells to be sampled more intensively and the point of origin and orientation of each transect were chosen randomly.

We recorded feces and other signs (carcasses, tracks, feathers) of lesser rheas, guanacos, and maras encountered along each transect. We recorded the age category of rhea feces as either “fresh” (green inside and outside), semi-fresh (green inside and grey outside), and old (grey outside and partially disintegrated). A transect was considered to be occupied by the species if



**Fig 1. Study area situated in South America.**

doi:10.1371/journal.pone.0127265.g001

at least one sign of that species was found in the transect. In addition, to estimate the proportion of each transect used by livestock and exotic species, we placed a 1-m diameter ring on the ground every 10 meters of each transect and recorded whether signs of sheep, goats, cows, horses, European hares, and/or European rabbits were found within the ring. The proportion of the transect occupied by large (cows/horses) and small (sheep/goats) livestock and exotic lagomorphs was calculated as the number of rings with feces of these species divided by 100 (number of rings).

For each cell we estimated covariates related to habitat, hunting, and livestock husbandry (Table 1). Habitat covariates included NDVI, as a proxy for productivity, elevation, and slope. NDVI is the Normalized Difference Vegetation Index, a simple graphical indicator that assesses the coverage of live green vegetation. Working with 0.05° images with monthly NDVI from the IDRISI 16 archive derived from 0.5 × 0.5° MODIS satellite images processed by the NASA Goddard Space Flight Center [27], we extracted the average NDVI for each cell for the month in which it was sampled. The elevation of a cell was calculated as the average elevation of the starting and ending points of the cell's transects, estimated with a hand-held GPS. Slope was calculated as the average percent of slope per cell, obtained via the digital elevation model (DEM) using Spatial Analyst in ArcMap 9.2 (ESRI) [28].

We used density of roads within a cell (including oil exploration trails), distance to the nearest public road, and distance to the nearest town as measures of access by poachers [17], and distance to the nearest rural residence as a measure of pressure of hunting by rural people



**Table 1. Occupancy covariates and range of values.**

	Variable (Acronym)	Range (units)
Habitat	NDVI	1152–2531
	Percent slope (SLOPE)	0.35–13.67
	Elevation (ELEV)	348.5–1951 (m.a.s.l.)
Hunting	Road density (DENSROAD)	0–14.46 (km/km <sup>2</sup> )
	Distance to the nearest road (DISTROAD)	0.006–26.22 (km)
	Distance to nearest rural residence (DISTRES)	0.27–45.89 (km)
	Distance to the nearest town (DISTOWN)	4.14–55.93 (km)
Livestock	Proportion of transect with signs of cows/horses (COW/HORSE)	0–0.71
	Proportion of transect with signs of goats/sheep (GOAT/SHEEP)	0–0.86
Introduced species	Proportion of transect with signs of hares/rabbits (HARE/RABBIT)	0–0.51

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t001

(Table 1). For livestock husbandry, we used the proportion of each transect used by large and small livestock, as described above. For maras we also included introduced lagomorphs as potential competitors. We digitized roads and passable oil exploration trails as seen in Google Earth 6.0 and calculated the density (km/km<sup>2</sup>) of these roads within each cell sampled using ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, California, USA). Locations of nearest rural residences were recorded in the field with a GPS or visualized in Google Earth and added as a GIS point layer. We measured the distance from the central point of each cell to the nearest town, nearest road, and nearest rural residence in ArcGIS.

Finally, we also considered factors that could affect the detection of signs in the transects and included these as covariates for the estimation of the probability of detection. Because the signs are on the ground in areas of mostly low coverage and stature of vegetation, we considered that the angle of the sun, as reflected by the time of day (morning/midday/afternoon) could affect our ability to see signs. Most transects were carried out by the first author, so we also considered her greater experience with detection of signs to be a possible influence on detection probability and included the observer as an additional covariate in the estimation of detection probability.

We received permission for surveys in the Auca Mahuida Reserve from the Dirección Provincial de Recursos Faunísticos y Áreas Protegidas de Neuquen and for surveys in La Payunia Reserve from the Dirección de Recursos Naturales Renovables de Mendoza. Remaining surveys were on private lands where we obtained permission from the owners to conduct surveys at each site. Approval by an Institutional Animal Care and Use Committee (IACUC) was not required because the study was based on observation of signs, and we did not handle any animals.

## Data analysis

We used occupancy models calculated with the program PRESENCE to evaluate the probability of occupancy by different species [4], [29]. These models are based on a maximum likelihood method to estimate occupancy when the probability of detection of a species is < 1. Occupancy models provide an estimation of occupancy (*psi*) that incorporates the probability of detection (*p*). Inclusion of covariates for occupancy provides a means for evaluating their impact on occupancy, and covariates for detection provide more robust estimations of occupancy. We first modeled detection probability with covariates, and for each species identified those that

**Table 2. Correlations between covariates.**

	NDVI	Densroad	Slope	Elev	Distres	Distown	Distroad	Cow/ horse	Goat/ sheep	Hare/ rabbit
NDVI	1.00	<b>-0.28</b>	<b>0.32</b>	<b>0.45</b>	0.04	-0.08	-0.11	-0.11	<b>0.23</b>	0.04
Densroad	<b>-0.28</b>	1.00	<b>0.20</b>	<b>-0.31</b>	0.01	-0.14	-0.08	-0.02	-0.11	-0.03
Slope	<b>0.32</b>	<b>0.20</b>	1.00	0.17	-0.17	-0.02	-0.13	<b>-0.21</b>	0.16	0.10
Elev	<b>0.45</b>	<b>-0.31</b>	0.17	1.00	<b>0.24</b>	-0.04	<b>-0.22</b>	-0.03	0.01	<b>0.44</b>
Distres	0.04	0.01	-0.17	<b>0.24</b>	1.00	0.14	-0.01	-0.08	<b>-0.28</b>	0.16
Distown	-0.08	-0.14	-0.02	-0.04	0.14	1.00	<b>0.41</b>	0.13	0.07	0.04
Distroad	-0.11	-0.08	-0.13	<b>-0.22</b>	-0.01	<b>0.41</b>	1.00	0.06	0.00	-0.06
Cow/horse	-0.11	-0.02	<b>-0.21</b>	-0.03	-0.08	0.13	0.06	1.00	0.04	<b>0.38</b>
Goat/sheep	<b>0.23</b>	-0.11	0.16	0.01	<b>-0.28</b>	0.07	0.00	0.04	1.00	-0.06
Hare/rabbit	0.04	-0.03	0.10	<b>0.44</b>	0.16	0.04	-0.06	<b>0.38</b>	-0.06	1.00

Marked correlations are significant at  $p < 0.005$ . N = 105. Densroad = road density, Elev = elevation, Distres = distance to the nearest residence, Distown = distance to the nearest town, Distroad = distance to the nearest road, Cow-horse = proportion of transect with signs of cows or horses, Goat-sheep = proportion of transect with signs of goats or sheep, Hare/rabbit = proportion of transect with signs of hares or rabbits.

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t002

improved the models relative to models without the covariates. For each species we used the detection covariates in the model with the lowest Akaike’s Information Criteria (AIC) in subsequent modeling of occupancy.

We calculated Pearson’s correlations between all covariates for occupancy, and then evaluated models with all combinations of uncorrelated variables (Table 2). Variables with wide ranges of values that were not close to 1 (NDVI, slope, elevation, road density, distance to nearest rural residence, distance to nearest town) were normalized. We evaluated goodness of fit for the most complete models using the Mackenzie-Bailey adaptation of the Pearson’s chi square test [30].

For each occupancy model we calculated the AIC, which provides a measure of fit and precision of the model, and ordered models from lowest to highest AIC. Unlike in traditional statistical analyses, we did not seek a single “best” model, but rather searched for models that improved the estimate of occupancy and the covariates associated with those models [31]. For each model we calculated the normalized Akaike weight as a measure of relative plausibility. We calculated the change in Akaike weight between each model and the model with the lowest AIC (delta AIC) and considered that a delta AIC  $< 2$  indicated that a model was equally plausible as the model with the lowest AIC. To assess the relative importance of each covariate in relation to the presence of the species we calculated an importance weight for all covariates in models with delta AIC  $< 2$  by summing the AIC weight of each model containing that variable [32]. This allowed us to make inferences about the relative importance of individual covariates when several models were supported nearly equally.

As models with covariates provide site-specific estimates of occupancy and detectability, we report the range of probabilities of occupancy and standard errors of occupancy for different sites under each model. To provide a measure of variability for these, we weighted each site-specific occupancy and standard error estimate by the model weight and summed over all of the equally plausible models. We averaged these and calculated an overall weighted coefficient of variation (CV) by dividing the weighted standard errors by the weighted *psi* for each site and averaging over all sites. Finally, to get an overall estimate of potential impact of addressing different threats on the suite of species, we summed the importance weights for human-related covariates across all three species [6].

## Results

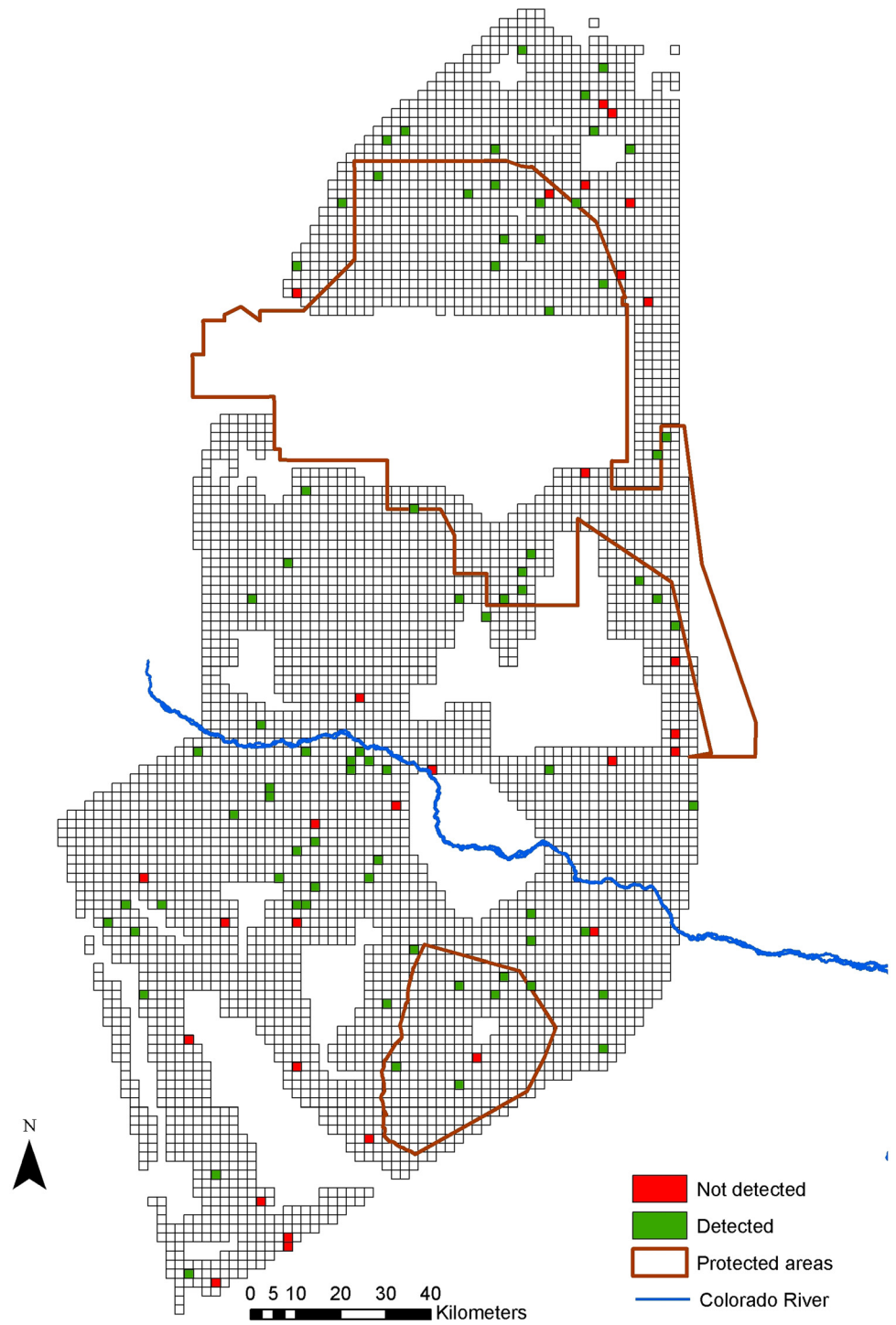
We found evidence of lesser rheas in 72% (naïve occupancy estimate) of the cells, of maras in 31%, and of guanacos in 12% (Figs 2–4). Lesser rheas were found throughout most of the study area, and maras were absent from the northernmost part of the study area and around the Rio Colorado. Most guanaco signs were encountered within the Payunia Reserve, which protects the region's largest population. For lesser rheas, the most complete occupancy model using only fresh and semi-fresh feces did not fit the data ( $\chi^2 = 49.267$ ,  $p = 0.0099$ ,  $df = 7$ ), but the model including all feces regardless of their age category did ( $\chi^2 = 26.474$ ,  $p = 0.277$ ,  $df = 7$ ). Therefore, we used feces of all age categories in the remainder of the analyses. The most complete models for mara ( $\chi^2 = 16.162$ ,  $p = 0.505$ ,  $df = 5$ ) and guanaco ( $\chi^2 = 28.521$ ,  $p = 0.178$ ,  $df = 6$ ) fit the data.

In the detection probability models for lesser rheas, the lowest AIC was obtained using the time of day as a covariate (Table 3). Detectability of lesser rhea signs was very high, with estimates ranging from 0.739 to 0.904 when time of day was included as a covariate (Table 4). Probability of detection was greatest at midday, lower in the morning, and lowest in the afternoon. Ten models were equally plausible ( $\Delta AIC < 2$ ; Table 4). Lesser rheas were found in higher, steeper areas, with lower productivity, though elevation and slope were of relatively low importance. With respect to livestock, lesser rheas were more likely to be found where there were fewer sheep, goats, cows, and horses, with sheep and goats having a much greater importance than large livestock. Finally, for the covariates related to hunting, lesser rheas were more likely to be found closer to roads and farther from rural residences, in areas with fewer roads (Tables 5 and 6). Three covariates had much greater importance weights than the others: goat/sheep (-), distance to nearest road (-), and NDVI (-) (Table 5). Probability of occupancy of different sites ( $\psi$ ) under the models ranged from 0.31 to 0.93, with a weighted average CV of 10% (Table 4).

For maras, neither time of day nor observer as detection probability covariates lowered the AIC (Table 3). Detection probability was very low (mean = 0.13) and imprecise (mean S.E. = 0.30; Table 7). Thirteen models were equally plausible (Table 7). In terms of habitat, maras were found in flatter areas of higher productivity. Maras were positively associated with livestock and exotic lagomorphs. With respect to covariates related to hunting, maras were more likely to be present in areas with fewer roads, and closer to roads and residences (Tables 8 and 9). Road density was the covariate with the greatest importance weight for maras, with a weight two times greater than that of the covariate with the next highest weight (Table 8). Probability of occupancy per site under different models ranged from 0.06 to 0.78, with an overall weighted average CV of 26% (Table 7).

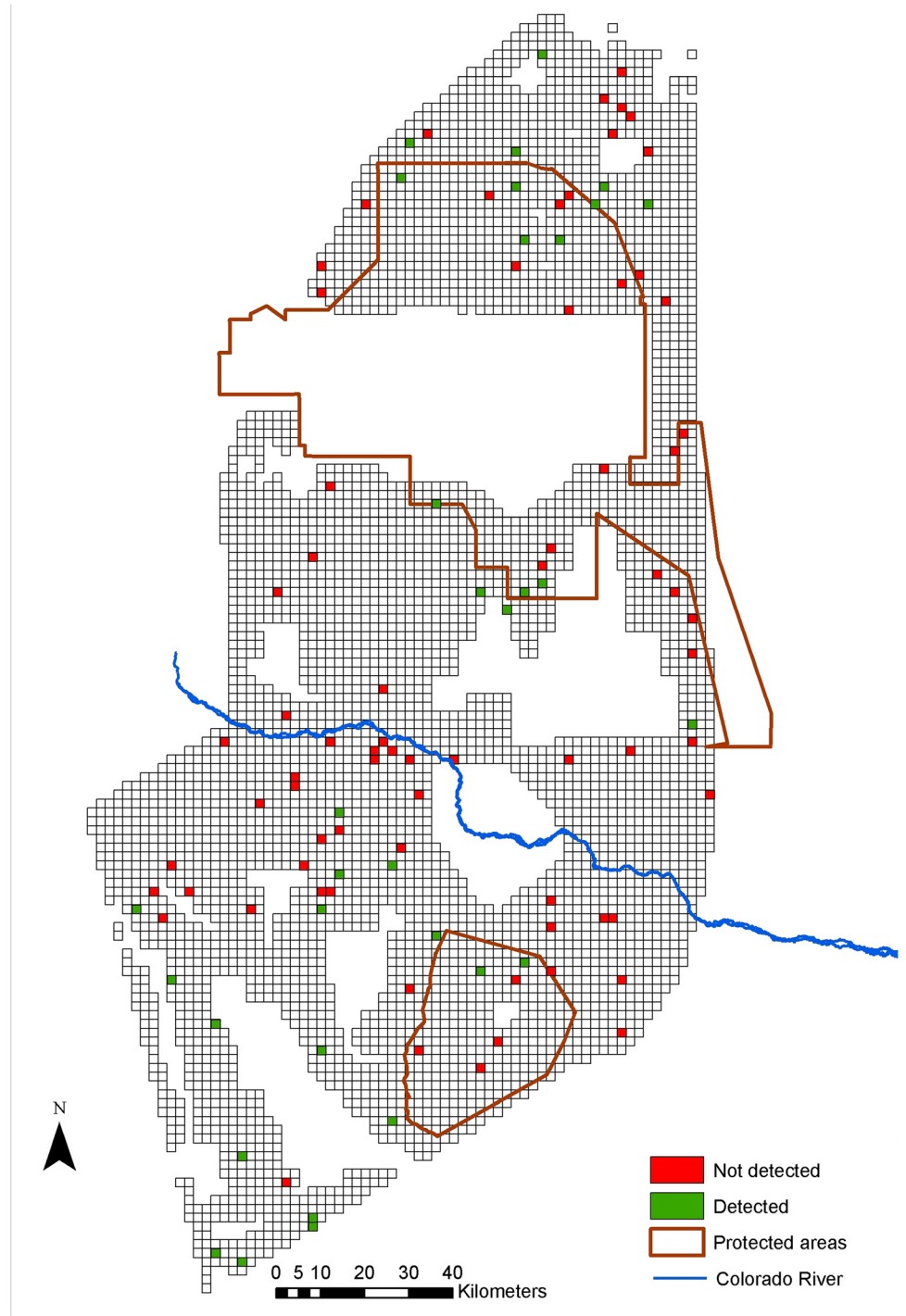
For guanacos, the detection probability model with lowest AIC contained the observer as a covariate (Table 3). The principal observer had a higher detection probability than the secondary observers. Probability of detection of signs was high, ranging from 0.73 to 0.95 at the different sites under the different models (Table 10). Five models were equally plausible. In terms of covariates related to habitat, guanacos were more likely to be found in higher, steeper areas. Livestock, both goats/sheep and cows/horses, was negatively associated with guanacos. Among the covariates related to hunting, guanacos were more likely to be found where there were fewer roads (Tables 11 and 12). Goats/sheep was the most important covariate, with almost twice the weight of slope, the next covariate with the next highest importance weight (Table 11). Probability of occupancy of different sites as estimated under the different models ranged from near zero to 0.84, with an overall weighted average CV of 58% (Table 10).

When importance weights for covariates were summed across species, the covariate with the greatest weight was goat and sheep density (Table 13). This overall importance weight was



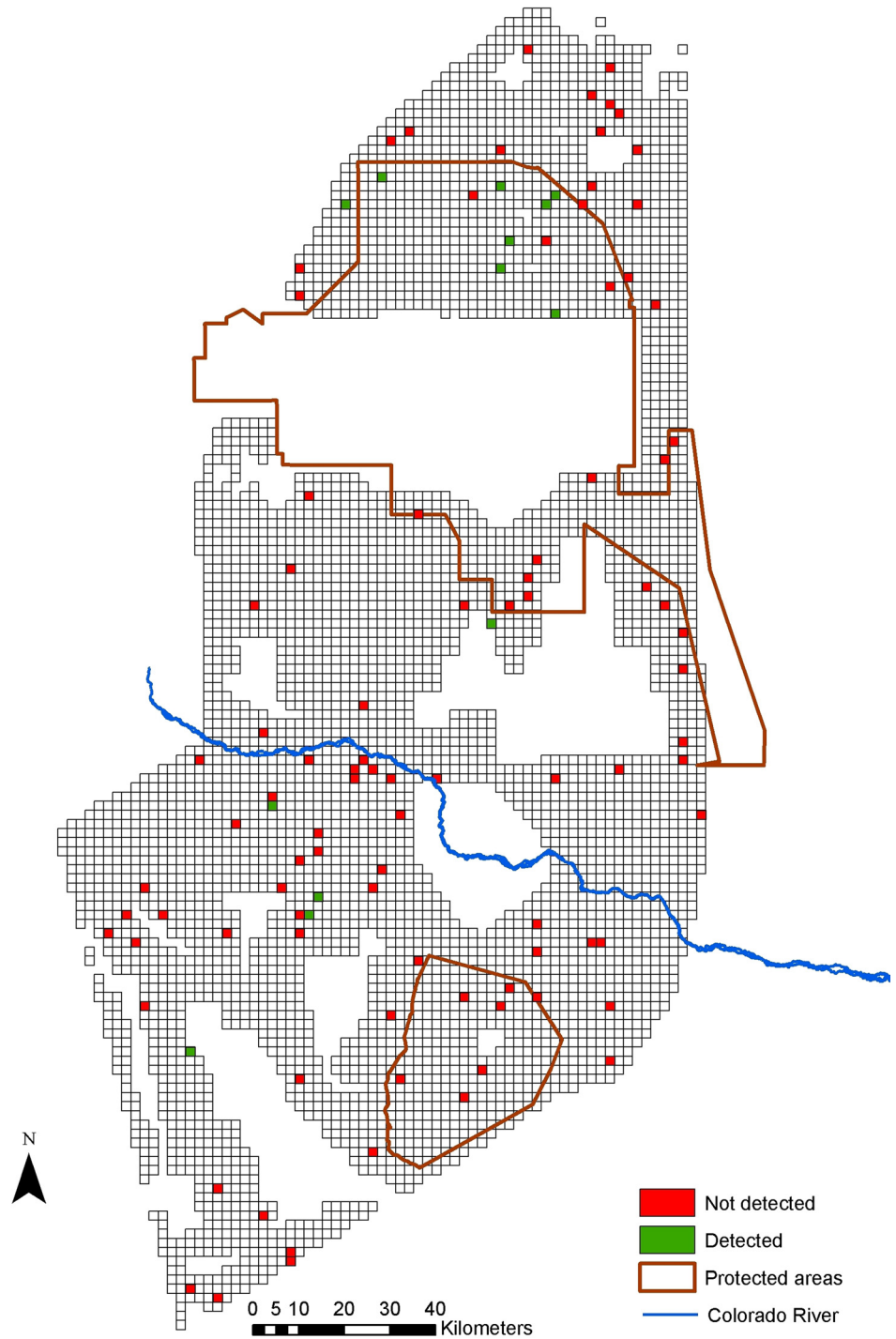
**Fig 2. Landscape divided into a grid with sampled cells where lesser rheas were detected or were not detected.**

doi:10.1371/journal.pone.0127265.g002



**Fig 3. Landscape divided into a grid with sampled cells where maras were detected or were not detected.**

doi:10.1371/journal.pone.0127265.g003



**Fig 4. Landscape divided into a grid with sampled cells where guanacos were detected or were not detected.**

doi:10.1371/journal.pone.0127265.g004

**Table 4. Lesser rhea model with lowest AIC and all models within a delta AIC of <2.**

MODEL	AIC	Delta AIC	AIC weight	Model Likelihood	Number of parameters	-2. LogLikelihood	PSI				P			
							Estimate		SE		Estimate		SE	
							MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX
psi(ndvi, distroad),p (time)	284.89	0	0.114	1	6	272.89	0.323	0.923	0.044	0.259	0.739	0.904	0.046	0.055
psi(goat-sheep),p (time)	284.9	0.01	0.113	0.995	5	274.9	0.354	0.84	0.048	0.153	0.741	0.902	0.047	0.055
psi(ndvi),p (time)	285.14	0.25	0.100	0.883	5	275.14	0.360	0.910	0.048	0.155	0.742	0.904	0.046	0.055
psi(distroad, goat-sheep),p (time)	285.51	0.62	0.083	0.733	6	273.51	0.345	0.870	0.049	0.261	0.738	0.903	0.047	0.055
psi (densroad, goat-sheep),p (time)	286.19	1.3	0.059	0.522	6	274.19	0.351	0.870	0.048	0.212	0.741	0.901	0.048	0.055
psi (densroad, distroad, goat-sheep),p (time)	286.62	1.73	0.048	0.421	7	272.62	0.346	0.894	0.049	0.222	0.739	0.903	0.047	0.055
psi(elev, goat-sheep),p (time)	286.7	1.81	0.046	0.405	6	274.7	0.350	0.866	0.048	0.159	0.741	0.901	0.048	0.055
psi(ndvi, distroad, cow-horse), p(time)	286.72	1.83	0.046	0.401	7	272.72	0.332	0.932	0.046	0.260	0.739	0.905	0.046	0.055
psi(slope, goat-sheep),p (time)	286.78	1.89	0.044	0.389	6	274.78	0.313	0.922	0.045	0.269	0.740	0.904	0.047	0.055
psi(ndvi, distres, distroad),p (time)	286.78	1.89	0.044	0.389	7	272.78	0.364	0.874	0.048	0.179	0.741	0.902	0.047	0.055

Minimum (MIN) and maximum (MAX) occupancy (PSI) and detectability (P) estimates and minimum and maximum standard errors for Psi and P for individual sites for each model. elev = elevation, densroad = road density, distres = distance to the nearest residence, distroad = distance to the nearest road, cow-horse = proportion of transect with signs of cows or horses, goat-sheep = proportion of transect with signs of goats or sheep, time = whether transect was done in the morning, around noon, or in the afternoon.

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t004

negative even though the relationship with maras was positive, due to the heavy negative weights for guanacos and rheas. Road density had the next greatest importance, as it had a negative weight for all three species. Although distance to the nearest road was not associated with guanaco presence, this was the covariate with the next greatest weight, due to its negative

**Table 5. Importance weight and direction of relationship of each covariate for lesser rhea occupancy.**

VARIABLE	IMPORTANCE WEIGHT	RELATIONSHIP
Goat-Sheep	0.394	(-)
Distance to the nearest road	0.335	(-)
NDVI	0.304	(-)
Road density	0.107	(-)
Elevation	0.046	(+)
Cow-Horse	0.046	(-)
Slope	0.044	(+)
Distance to the nearest residence	0.044	(+)

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t005

association with rheas and maras. The overall importance weights of cow-horse and distance to the nearest rural residence were also negative.

### Discussion

Importance weights obtained for covariates related to different threats allow us to establish hypotheses to guide conservation actions for adaptive intervention within this landscape, a

**Table 6. Beta estimates and standard errors for covariates included in all equally plausible models for lesser rhea occupancy.**

MODEL	(DETECTABILITY)	PSI (OCCUPANCY)								P	
		Goat-Sheep	Distroad	NDVI	Densroad	Elev	Cow-Horse	Slope	Distres	Time2	Time3
psi(ndvi,distroad),p(time)	beta	X	-0.364	-0.727	X	X	X	X	X	0.359	-0.847
	SE	X	0.234	0.277	X	X	X	X	X	0.713	0.549
psi(goat-sheep),p(time)	beta	-2.618	X	X	X	X	X	X	X	0.335	-0.831
	SE	0.993	X	X	X	X	X	X	X	0.709	0.547
psi(ndvi),p(time)	beta	X	X	-0.644	X	X	X	X	X	0.355	-0.829
	SE	X	X	0.256	X	X	X	X	X	0.712	0.548
psi(distroad,goat-sheep),p(time)	beta	-2.690	-0.284	X	X	X	X	X	X	0.350	-0.843
	SE	1.009	0.229	X	X	X	X	X	X	0.708	0.547
psi(densroad,goat-sheep),p(time)	beta	-2.721	X	X	-0.233	X	X	X	X	0.327	-0.832
	SE	1.010	X	X	0.265	X	X	X	X	0.711	0.547
psi(densroad,distroad,goat-sheep),p(time)	beta	-2.804	-0.309	X	-0.275	X	X	X	X	0.344	-0.843
	SE	1.025	0.234	X	0.278	X	X	X	X	0.712	0.547
psi(elev,goat-sheep),p(time)	beta	-2.601	X	X	X	0.127	X	X	X	0.330	-0.830
	SE	0.989	X	X	X	0.283	X	X	X	0.711	0.547
psi(ndvi,distroad,cow-horse),p(time)	beta	X	-0.361	-0.739	X	X	-0.713	X	X	0.364	-0.844
	SE	X	0.233	0.279	X	X	1.721	X	X	0.712	0.549
psi(slope,goat-sheep),p(time)	beta	-2.687	X	X	X	X	X	0.096	X	0.341	-0.827
	SE	1.018	X	X	X	X	X	0.275	X	0.708	0.547
psi(ndvi,distres,distroad),p(time)	beta	X	-0.359	-0.723	X	X	X	X	0.086	0.354	-0.842
	SE	X	0.233	0.275	X	X	X	X	0.261	0.714	0.548

elev = elevation, densroad = road density, distres = distance to the nearest residence, distroad = distance to the nearest road, cow-horse = proportion of transect with signs of cows or horses, goat-sheep = proportion of transect with signs of goats or sheep, time2 = transect done around noon, time3 = transect done in the afternoon (relative to transects done in the morning).

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t006



method that could be used for similar conservation planning in other areas. The analysis is not meant to enable strong conclusions about explanatory power of the covariates [6], nor are the specific results meant to be extrapolated to other landscapes. The most important factor associated with distribution of the suite of species in the landscape was goat and sheep density. This suggests that interventions that reduce the impact of livestock would have the greatest impacts on the conservation of these species. However, the research does not identify the mechanism through which goats and sheep are negatively associated with lesser rheas and guanacos, and positively with maras, so our initial conservation actions must be based on hypotheses about these mechanisms, supplemented by prior research and other information from the landscape.

Possible mechanisms for the strong negative relationship between goat and sheep density and lesser rheas and guanacos include direct and indirect competition, habitat degradation resulting from heavier grazing in areas with more goats and sheep, and persecution by or greater presence of goat and sheep herders in areas used more heavily by their livestock. In studies in other parts of Patagonia, lesser rheas did not appear to be negatively affected by high numbers of sheep nor greatly affected by overgrazing, did not have a high dietary overlap with sheep, and intense hunting and egg harvest appeared to have a stronger effect than overgrazing on their density and reproductive success [21], [33]. Thus we hypothesize that for rheas, the mechanism for the negative relationship with sheep and goats in our area could be persecution by or greater presence of herders in areas with more sheep and goats. Alternatively, goats are much more common than sheep in this area, and we cannot rule out a negative impact of greater competition with goats compared to sheep. Also, top predators such as pumas *Puma concolor* and culpeos *Lycalopex culpaeus*, are abundant in the landscape, with frequent attacks on livestock [34] so we cannot rule out an “apparent competition” effect of high numbers of goats supplementing predators, which in turn limit less abundant populations of lesser rheas [13].

For guanacos, the mechanism for the negative relationship with livestock is most likely direct competition. The fact that guanacos were found in the drier areas makes habitat degradation an unlikely mechanism. Other studies have found a strong negative relationship between guanacos and sheep [23],[35], and goat [20] density, and have provided evidence that the mechanism is direct competition for forage [14], [24], [36]. However, persecution by herders and ranchers and their dogs is common (pers. obs.) and may also contribute to the negative relationship found in this landscape.

The mara is much more of a habitat specialist than the other two species, and its positive association with livestock may be because of a preference for more open habitat, due to a strategy for escaping predation based on early detection and fast flight to the safety of a den. Maras have higher reproductive success in more open areas [37], [38], and more open areas are temporarily covered with annual grasses in spring, resulting in increased food resources at this critical time of year [39]. Areas in this study with more livestock may be more open from heavy grazing and trampling. High densities of sheep and goats may also increase resource richness for maras via fertilization of vegetation with their dung [40]. In spite of the possibility of facilitation of maras by livestock, the strong negative association with rheas and guanacos indicates that it is important to work with rural residents to reduce persecution and to find ways to reduce direct competition, by decreasing livestock densities, making changes in livestock management, or improving range condition to increase availability of forage.

The high summed importance weight for road density indicates that the next most important factor to address for all three species in this landscape is illegal hunting from roads, which is done mostly by hunters from towns, cities and oil camps. In southern Patagonia, guanaco occurrence increased with distance from cities and oil camps, the common sources of poachers [23]. In a previous study within our study area, density of roads, including old oil exploration trails, was the most important factor affecting guanaco density in and around a protected area

**Table 7. Mara model with lowest AIC and all models within a delta AIC of <2.**

MODEL	AIC	Delta AIC	AIC weight	Model Likelihood	Number of parameters	-2.Log Likelihood	PSI				P	
							Estimate		SE		Estimate	SE
							MIN	MAX	MIN	MAX	Estimate	SE
psi(densroad),p(.)	224.53	0	0.073	1	3	218.53	0.071	0.498	0.063	0.092	0.149	0.292
psi(densroad,cow-horse),p(.)	224.83	0.3	0.063	0.861	4	216.83	0.077	0.631	0.067	0.208	0.129	0.296
psi(densroad,goat-sheep),p(.)	224.83	0.3	0.063	0.861	4	216.83	0.057	0.692	0.065	0.195	0.144	0.294
psi(densroad,distres),p(.)	225.09	0.56	0.05	0.756	4	217.09	0.056	0.578	0.066	0.144	0.145	0.292
psi(densroad,cow-horse,goat-sheep),p(.)	225.26	0.73	0.051	0.694	5	215.26	0.062	0.662	0.071	0.204	0.129	0.296
psi(slope,goat-sheep,hr),p(.)	225.81	1.28	0.038	0.527	5	215.81	0.105	0.744	0.066	0.279	0.163	0.291
psi(densroad,distroad),p(.)	226.15	1.62	0.032	0.445	4	218.15	0.076	0.52	0.065	0.216	0.144	0.293
psi(hr),p(.)	226.4	1.87	0.029	0.393	3	220.4	0.279	0.733	0.064	0.217	0.112	0.301
psi(densroad,distroad,goat-sheep),p(.)	226.42	1.89	0.028	0.389	5	216.42	0.062	0.688	0.069	0.221	0.137	0.295
psi(distres,hr),p(.)	226.45	1.92	0.028	0.383	4	218.45	0.105	0.620	0.064	0.221	0.111	0.299
psi(ndvi,hr),p(.)	226.46	1.93	0.028	0.381	4	218.46	0.199	0.71	0.065	0.224	0.118	0.299
psi(ndvi,cow-horse),p(.)	226.47	1.94	0.028	0.379	4	218.47	0.171	0.690	0.064	0.183	0.123	0.297
psi(ndvi,distres,hr),p(.)	226.5	1.97	0.027	0.373	5	216.5	0.126	0.780	0.067	0.211	0.125	0.295

Minimum (MIN) and maximum (MAX) occupancy (PSI) and detectability (P) estimates and minimum and maximum standard errors for Psi and P for individual sites for each model. elev = elevation, densroad = road density, distres = distance to the nearest residence, distroad = distance to the nearest road, cow-horse = proportion of transect with signs of cows or horses, goat-sheep = proportion of transect with signs of goats or sheep, hr = proportion of transect with signs of introduced rabbits and/or hares.

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t007

[17]. Habitat associations with more open spaces may bring maras into greater contact with urban hunters. Closing unused oil trails that provide access to urban hunters with vehicles and increasing ranger patrols are the principal interventions to address this type of hunting, and our results suggest that this could have a positive impact on the entire suite of large herbivores.

**Table 8. Importance weight and direction of relationship of each covariate for mara occupancy.**

VARIABLE	IMPORTANCE WEIGHT	RELATIONSHIP
Road density	0.365	(-)
Cow-Horse	0.141	(+)
Goat-Sheep	0.180	(+)
Distance to the nearest residence	0.110	(-)
Slope	0.038	(-)
Hare-Rabbit	0.150	(+)
Distance to the nearest road	0.061	(-)
NDVI	0.083	(+)

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t008

**Table 9. Beta estimates and standard errors for covariates included in all equally plausible models for mara occupancy.**

MODEL	PSI (OCCUPANCY)								
		Densroad	Cow-Horse	Goat-Sheep	Distres	Slope	HR	Distroad	NDVI
psi(densroad),p(.)	Beta	-0.543	0	0	0	0	0	0	0
	SE	0.285	0	0	0	0	0	0	0
psi(densroad,cow-horse),p(.)	Beta	-0.549	2.059	0	0	0	0	0	0
	SE	0.2901	1.628	0	0	0	0	0	0
psi(densroad,goat-sheep),p(.)	Beta	-0.541	0	1.328	0	0	0	0	0
	SE	0.2945	0	1.05	0	0	0	0	0
psi(densroad,distres),p(.)	Beta	-0.559	0	0	-0.318	0	0	0	0
	SE	0.290	0	0	0.277	0	0	0	0
psi(densroad,cow-horse,goat-sheep),p(.)	Beta	-0.546	1.981	1.293	0	0	0	0	0
	SE	0.300	1.611	1.058	0	0	0	0	0
psi(slope,goat-sheep,hr),p(.)	Beta	0	0	1.761	0	-0.423	4.048	0	0
	SE	0	0	1.049	0	0.285	2.496	0	0
psi(densroad,distroad),p(.)	Beta	-0.553	0	0	0	0	0	-0.152	0
	SE	0.284	0	0	0	0	0	0.253	0
psi(hr),p(.)	Beta	0	0	0	0	0	3.843	0	0
	SE	0	0	0	0	0	2.705	0	0
psi(densroad,distroad,goat-sheep),p(.)	Beta	-0.552	0	1.349	0	0	0	-0.159	0
	SE	0.295	0	1.059	0	0	0	0.254	0
psi(distres,hr),p(.)	Beta	0	0	0	-0.37	0	4.499	0	0
	SE	0	0	0	0.276	0	2.875	0	0
psi(ndvi,hr),p(.)	Beta	0	0	0	0	0	3.767	0	0.331
	SE	0	0	0	0	0	2.666	0	0.242
psi(ndvi,cow-horse),p(.)	Beta	0	2.470	0	0	0	0	0	0.385
	SE	0	1.691	0	0	0	0	0	0.245
psi(ndvi,distres,hr),p(.)	Beta	0	0	0	-0.371	0	4.324	0	0.336
	SE	0	0	0	0.276	0	2.773	0	0.245

elev = elevation, densroad = road density, distres = distance to the nearest residence, distroad = distance to the nearest road, cow-horse = proportion of transect with signs of cows or horses, goat-sheep = proportion of transect with signs of goats or sheep, hr = proportion of transect with signs of introduced rabbits and/or hares.

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t009

The strong negative importance weight for road density seems to contradict our results showing that maras and lesser rheas were more likely to be found closer to roads, as we had conceptualized both road density and distance to roads as indicators of pressure of hunting by poachers from vehicles. Both species were more likely to be found nearer to main roads, even though their negative associations with road density suggest they are negatively impacted by hunting from roads. Maras may use roads and trails as corridors between different portions of their home ranges [39], and both species may be attracted to forage alongside roads where livestock is excluded, in spite of the hunting risk. Rheas were also more likely to be found at greater distances from rural residences, and rhea meat and eggs are coveted foods for rural people in the area [41]. Rheas are difficult to hunt from a vehicle, and the traditional method of hunting is with a “boleadora”, a rock attached to rope that is swung by a hunter on horseback to entangle the rhea’s legs. Although this hunting is illegal, it is widespread in this landscape (pers. obs.). We hypothesize that the greater probability of finding rheas near roads may be in part because rural hunters are less likely to carry out this conspicuous form of illegal hunting near

**Table 10. Guanaco model with lowest AIC and all models within a delta AIC of <2.**

MODEL	AIC	Delta AIC	AIC weight	Model Likelihood	Number of parameters	-2. Log Likelihood	PSI				P			
							Estimate		SE		Estimate		SE	
							MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX
psi(slope, elev, goat-sheep), p(obs)	151.5	0	0.185	1	6	139.5	0.0001	0.772	0.0003	0.225	0.728	0.944	0.031	0.117
psi(slope, goat-sheep), p(obs)	151.69	0.19	0.168	0.909	5	141.69	0.0003	0.841	0.001	0.172	0.732	0.945	0.031	0.115
psi(cow-horse, goat-sheep), p(obs)	152.43	0.93	0.116	0.628	5	142.43	0.001	0.664	0.002	0.129	0.729	0.945	0.031	0.116
psi(elev, goat-sheep), p(obs)	152.59	1.09	0.107	0.58	5	142.59	0.0001	0.677	0.0003	0.130	0.729	0.944	0.031	0.116
psi(densroad, cow-horse, goat-sheep), p(obs)	152.73	1.23	0.1	0.541	6	140.73	0.0004	0.738	0.001	0.143	0.726	0.945	0.031	0.117

Minimum (MIN) and maximum (MAX) occupancy (PSI) and detectability (P) estimates and minimum and maximum standard errors for Psi and P for individual sites for each model. elev = elevation, densroad = road density, cow-horse = proportion of transect with signs of cows or horses, goat-sheep = proportion of transect with signs of goats or sheep, obs = observer.

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t010

public roads where they might be spotted by rangers or other passersby. Therefore, rheas, unlike guanacos, which are easier to hunt from a vehicle, may find refuge from hunting by rural residents near public roads, similar to the sheltering effect of roads from predators that has been found for herbivores in North America [42], [43]. It is more difficult for rangers to monitor and control hunting from horseback than hunting from vehicles. For this type of hunting working directly with people to reduce their motives for hunting may be required.

Our previous studies in the area showed that direct estimation (based on sightings) of rheas and maras is difficult because detectability in some habitat types is very low [26]. Population estimations of lesser rheas based on sign transects with a calibrated index are greater than those based on direct counts, indicating that many animals go undetected in direct counts, as is the case for many species [8]. Robustness of estimates based on signs may be increased by including easily-collected covariates that affected detection probability in this study, such as the observer and the time of day. Guanacos are easily observed directly, and their abundance can

**Table 11. Importance weight and direction of relationship of each covariate for guanaco occupancy.**

VARIABLE	IMPORTANCE WEIGHT	RELATIONSHIP
Goat-Sheep	0.676	(-)
Slope	0.353	(+)
Elevation	0.292	(+)
Cow-Horse	0.216	(-)
Road density	0.1	(-)

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t011

**Table 12. Beta estimates and standard errors for covariates included in all equally plausible models for guanaco occupancy.**

MODEL		Goat-Sheep	PSI (OCCUPANCY)				P (DETECTABILITY)
			Slope	Elev	Cow-Horse	Densroad	Obs2
psi(slope,elev,goat-sheep),p(obs)	Beta	-11.030	0.425	0.362	X	X	-1.849
	SE	3.645	0.254	0.248	X	X	0.817
psi(slope,goat-sheep),p(obs)	Beta	-9.871	0.480	X	X	X	-1.832
	SE	3.241	0.258	X	X	X	0.820
psi(cow-horse,goat-sheep),p(obs)	Beta	-8.678	X	X	-2.830	X	-1.848
	SE	2.966	X	X	1.641	X	0.817
psi(elev,goat-sheep),p(obs)	Beta	-10.611	X	0.413	X	X	-1.843
	SE	3.545	X	0.241	X	X	0.812
psi(densroad,cow-horse,goat-sheep),p(obs)	Beta	-9.334	X	X	-2.840	-0.310	-1.862
	SE	3.124	X	X	1.653	0.246	0.818

elev = elevation, densroad = road density, cow-horse = proportion of transect with signs of cows or horses, goat-sheep = proportion of transect with signs of goats or sheep, obs2 = observer other than the principal observer (relative to principal observer).

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t012

be monitored by vehicular transects. However, the random walking transects in this study based on signs perhaps reduce bias caused by vehicular transects limited to areas with roads. In addition, monitoring occupancy throughout the landscape based on signs is quicker and can give a better indication of the level of connectivity, particularly in areas of low guanaco density, between the few abundant populations. Nevertheless, our walking transects failed to detect guanacos in some areas where we know they are present, indicating that our overall estimate of area occupied by guanacos is biased low. We suggest that even for species for which line transects based on sightings are feasible, such data may be complemented at a landscape level by occupancy data at random sites based on signs.

Although detection probabilities were high for lesser rheas and guanacos, the low detection probabilities for the mara indicate that the design may not be appropriate for monitoring this species [44]. Random linear transects may fail to detect the species due to its patchy distribution and habitat use. The cell size of the grid may also be large for this species that is smaller-bodied and a central place forager [40]. When considering sign-based occupancy studies such as this one for monitoring multiple species, adaptations may be required to the study design to provide robust estimates for different species. In general, detection probabilities of at least 0.15 are necessary to obtain reliable estimates of occupancy [44].

With just a few months of fieldwork, this study provided key guidelines for planning and prioritizing conservation actions for the three main target species in the landscape. We consider our conclusions to be working hypotheses that may be altered as wildlife responses to interventions are monitored. The method provided new insights into the landscape-level effects on

**Table 13. Overall importance weights for covariates related to human activities.**

VARIABLE	IMPORTANCE WEIGHT	RELATIONSHIP
Goat-Sheep	0.8903	(-)
Road density	0.5727	(-)
Distance to road	0.3959	(-)
Cow-Horse	0.1205	(-)
Distance to residence	0.0663	(-)

doi:10.1371/journal.pone.0127265.t013

the guanaco, and showed how the lesser rhea, may still suffer from hunting pressure even if poaching by urban hunters is controlled. For all species the methodology generated important information for planning conservation interventions and designing landscape-level monitoring of the effectiveness of those interventions. This sign-based method may be adapted for any large landscape where a rapid, objective means for prioritizing conservation actions on multiple species is needed and data on the relative importance of different human activities affecting these species are scarce.

## Acknowledgments

We are grateful to S. Strindberg and J. Thompson for their inestimable help with data analysis, to M. De Sousa and F. Milesi for their immeasurable assistance with the figures, and to O. Paillacura, L. Heidel, A. Gonzalez, N.I. Radovani, M.J. Bolgeri, E. Juan, P. Gregorio, J. Guido, Y. Sica, S. Perez Gallo, M. Garcia, M.S. Mele, M.G. Mendos, F.X. Palacio, park rangers and wildlife rangers of Mendoza and Neuquen provinces, and other volunteers for their invaluable help in the field work. For logistical support we thank the Dirección de Recursos Naturales de Mendoza, Areas Naturales Protegidas de Neuquen and all the owners of private lands for permission to carry out this work. We thank H. Samaniego and F. Barri for comments and suggestions for improving the manuscript.

## Author Contributions

Conceived and designed the experiments: LFR AJN MCF RSW. Performed the experiments: LFR. Analyzed the data: LFR RSW. Contributed reagents/materials/analysis tools: AJN MCF RSW. Wrote the paper: LFR AJN MCF RSW.

## References

1. Schuette P, Creel S, Christianson D (2013) Coexistence of African lions, livestock, and people in a landscape with variable human land use and seasonal movements. *Biological Conservation* 157: 148–154.
2. Polasky S, Nelson E, Lonsdorf E, Fackler P, Starfield A (2005) Conserving species in a working landscape: land use with biological and economic objectives. *Ecological Applications* 15 (4):1387–1401.
3. Stokes EJ, Strindberg S, Bakabana PC, Elkan PW, Iyenguet FC, Madzoké B, et al. (2010) Monitoring great ape and elephant abundance at large spatial scales: measuring effectiveness of a conservation landscape. *PLOS ONE* 5(4): e10294. doi: [10.1371/journal.pone.0010294](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010294) PMID: [20428233](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20428233/)
4. MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson MG, Franklin AB (2003) Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84 (8): 2200–2207.
5. De wan AA, Sullivan PJ, Lembo AJ, Smith CR, Maerz JC, Lassoie JP, et al. (2009) Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biological Conservation* 142: 982–991.
6. Schuette P, Wagner AP, Wagner ME, Creel S (2013) Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation* 158: 301–312.
7. Weller TJ (2008) Using occupancy estimation to assess the effectiveness of a regional multi-species conservation plan: Bats in the Pacific Northwest. *Biological Conservation* 141: 2279–2289.
8. Karanth KU, Gopalaswamy AM, Kumar NS, Vaidyanathan S, Nichols JD, MacKenzie DI (2011) Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* 48: 1048–1056.
9. Chehébar C, Novaro A, Iglesias G, Walker S, Funes M, Tammone M, et al. (2013) Identificación de áreas de importancia para la biodiversidad en la estepa y el monte de Patagonia. *ErreGé y Asociados imprenta*.
10. Bellis LM, Navarro JL, Vignolo PE, Martella MB (2006) Habitat preferences of lesser rheas in Argentine Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 15: 3065–3075.

11. Bellis ML, Martella MB, Navarro JL, Vignolo PE (2004) Home range of greater and lesser rhea in Argentina: relevance to conservation. *Biodiversity and Conservation* 13: 2589–2598.
12. Funes MC, Rosauer MM, Sanchez Aldao G, Monsalvo OB, Novaro AJ (2000) Proyecto: Manejo y conservación del choique en la Patagonia. Informe segunda etapa: análisis de los relevamientos poblacionales. Reporte al Centro de Ecología Aplicada del Neuquén, Neuquén, Argentina. 27 p. doi: [10.1186/s13059-015-0623-3](https://doi.org/10.1186/s13059-015-0623-3). PMID: [25908251](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25908251/)
13. Novaro AJ, Walker RS (2005) Human-induced changes in the effect of top carnivores on biodiversity in the patagonian steppe. In: Ray JC, Redford KH, Stenneck R, Berger J (eds.). *Large carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Island Press. pp. 267–287.
14. Baldi R, Albon SD, Elston DA (2001) Guanacos and sheep: evidence for continuing competition in arid Patagonia. *Oecología* 129: 561–570.
15. Ojeda R, Pardinas U (2008) *Dolichotis patagonum*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. Available: <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 22 October 2014.
16. Baldi R, Novaro A, Funes M, Walker S, Ferrando P, Failla M, et al. (2010) Guanaco management in Patagonian rangelands: a conservation opportunity on the brink of collapse. In *Wild Rangelands: conserving Wildlife While Maintaining Livestock in Semi-Arid Ecosystems*, 1st edition. Edited by du Toit J. T., Kock R., and Deutsch J.C.. Blackwell Publishing. Pp. 266–290.
17. Radovani NI, Funes MC, Walker RS, Gader R, Novaro AJ (2014) Guanaco *Lama guanicoe* numbers plummet in an area subject to poaching from oil-exploration trails in Patagonia. *Oryx* 1–9.
18. Karesh WB, Uhart MM, Dierenfeld ES, Braselton WE, Torres A, House C, et al. (1998) Health evaluation of free-ranging guanaco (*Lama guanicoe*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 29 (2): 134–141. PMID: [9732026](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/9732026/)
19. Beldomenico PM, Uhart M, Bono MF, Marull C, Baldi R, Peralta JL (2003) Internal parasites of free-ranging guanacos from Patagonia. *Veterinary Parasitology* 118: 71–77. PMID: [14651877](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/14651877/)
20. Schroeder NM, Ovejero R, Moreno PG, Gregorio P, Taraborelli P, Matteucci SD, et al. (2013) Including species interactions in resource selection of guanacos and livestock in Northern Patagonia. *Journal of Zoology* 291(3): 213–225.
21. Barri FR, Martella MB, Navarro JL (2008) Effects of hunting, egg harvest and livestock grazing intensities on density and reproductive success of lesser rhea *Rhea pennata pennata* in Patagonia: implications for conservation. *Oryx* 42 (4): 607–610.
22. Pedrana J, Bustamante J, Travaini A, Rodriguez A, Zapata S, Zanón Martínez JI, et al. (2011). Environmental factors influencing the distribution of the Lesser Rhea (*Rhea pennata pennata*) in southern Patagonia. *Emu* 111(4):350–359.
23. Pedrana J, Bustamante J, Travaini A, Rodriguez A (2010) Factors influencing guanaco distribution in southern Argentine Patagonia and implications for its sustainable use. *Biodiversity and Conservation* 19: 3499–3512.
24. Baldi R, Pelliza-Sbriller A, Elston D, Albon S (2004) High potential for competition between guanacos and sheep in Patagonia. *Journal of Wildlife Management* 68 (4): 92–938.
25. MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (Eds.) (2006) *Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press. Elsevier Inc. 324 p.
26. Rivas LF (2004) Distribución, densidad y uso de hábitat de Choique (*Pterocnemia pennata pennata*) y Mara (*Dolichotis patagonum*) en la Reserva Provincial Auca Mahuida, Neuquén. Licenciante thesis in Biological Sciences. Universidad de Buenos Aires 26 p.
27. Labs Clark (2009). IDRISI 16: Taiga Edition. Clark University, Worcester, USA.
28. Gibson LA, Wilson BA, Cahill DM, Hill J (2004) Spatial prediction of rufous bristlebird habitat in a coastal heathland: a GIS-based approach. *Journal of Applied Ecology* 41: 213–223.
29. MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm C (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83 (8): 2248–2255.
30. Mackenzie DI, Bailey LL (2004) Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9 (3): 300–318.
31. Burnham K, Anderson D (2002) *Model selection and multi-model inference- 2<sup>nd</sup> edition*. Springer-Verlag. 496 p.
32. Cooch E, White G (Eds.) (2007) *Program MARK. A gente introduction*. 6th edition. 690 p.
33. Puig S, Cona MI, Videla F, Méndez E (2013) Diet selection by the lesser rhea (*Rhea pennata pennata*) in Payunia, Northern Patagonia (Mendoza, Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCUYO* 45 (1): 211–224

34. González A, Novaro A, Funes M, Pailacura O, Bolgeri MJ, Walker S (2012) Mixed-breed guarding dogs reduce conflict between goat herders and native carnivores in Patagonia. *Human-Wildlife Interactions* 6 (2): 327–334.
35. Baldi R, Campagna C, Saba S (1997) Abundancia y distribución del guanaco (*Lama guanicoe*) en el NE del Chubut, Patagonia Argentina. *Mastozoología Neotropical* 4(1): 5–15.
36. Burgi MV, Marino A, Rodriguez MV, Pazos G, Baldi R (2012) Response of guanacos *Lama guanicoe* to changes in land management in Peninsula Valdes, Argentine Patagonia: conservation implications. *Oryx* 46 (1): 99–105.
37. Baldi R (2007) Breeding success of the endemic mara *Dolichotis patagonum* in relation to habitat selection: Conservation Implications. *Journal of Arid Environments* 68: 9–19.
38. Rodriguez D (2009) Modeling habitat use of the threatened and endemic mara (*Dolichotis patagonum*, Rodentia, Caviidae) in agricultural landscapes of Monte Desert. *Journal of Arid Environments* 73: 444–448.
39. Alonso Roldan V (2012) Patrones de distribución espacial de la mara (*Dolichotis patagonum*) a distintas escalas. PhD thesis in Biology. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 88 p.
40. Taber AB, Macdonald DW (2009) Spatial organization and monogamy in the mara *Dolichotis patagonum*. *Journal of Zoology* 227 (3): 417–438.
41. Funes MC, Novaro AJ (1999) Rol de la fauna silvestre en la economía del poblador rural, provincia del Neuquén, Argentina. *Revista Argentina de Producción Animal* 19: 265–271. doi: [10.1016/j.ram.2015.01.004](https://doi.org/10.1016/j.ram.2015.01.004) PMID: [25754487](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25754487/)
42. Berger J (2007) Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology letters* 3: 620–623.
43. Shannon G, Cordes LS, Hardy AR, Angeloni LM, Crooks KR (2014) Behavioral responses associated with a human-mediated predator shelter. *PLOS ONE* 9(4): e94630. doi: [10.1371/journal.pone.0094630](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094630) PMID: [24718624](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24718624/)
44. Bailey LL, Simons TR, Pollock KH (2004) Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14 (3): 692–702.