



1
2
3 **Universidad Nacional del Comahue**
4 **Centro Regional Universitario Bariloche**

5
6 **INFLUENCIA DE FACTORES SOCIO-CULTURALES Y AMBIENTALES SOBRE**
7 **LA INTERACCIÓN CARNÍVOROS-GANADERÍA**

8
9 **Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en**
10 **Biología**

11
12 **Lic. Pablo Gabriel Gáspero**
13 **Director: Dr. Javier Adolfo Pereira**
14 **Codirector: Dra. Valeria Fenández-Arhex**

15
16
17 **2021**
18
19
20
21
22
23
24
25

26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50

51

52

53

54

55

56

57

58

59

Tierra mía!

60

En el camino de tus montañas

61

encontró mi corazón estas palabras.

62

Lo demás, lo intraducible, queda dentro de mí.

63

Como una música recóndita, amparada en la

64

fuerza cósmica de tu silencio.

65

Atahualpa Yupanqui

66

67

68

69

70

71

72

73

74

75

76

77

Resumen

79 La depredación es un proceso fundamental en los ecosistemas. Los depredadores tope
80 son clave para la estabilidad estructural y funcional de las comunidades biológicas. Estos
81 depredadores provocan efectos directos (numéricos) e indirectos (mediados por paisajes de
82 miedo) sobre herbívoros y el ensamble de mesocarnívoros. En paisajes dominados por el
83 hombre, los depredadores tope han sufrido declinaciones poblacionales y experimentado
84 cambios comportamentales que limitan su capacidad de regular las presiones de pastoreo
85 por herbívoros silvestres. Aunque la caza en represalia por ataques al ganado ha sido
86 considerada una de las principales causas de declinación poblacional de grandes carnívoros
87 a escala global, las pautas socio-culturales pueden influir en las conductas que adoptan los
88 pobladores rurales frente a la depredación y los carnívoros. En Río Negro, el estado
89 provincial promueve el control letal de pumas (*Puma concolor*) y zorros colorados
90 (*Lycalopex culpaeus*) mediante el pago de estímulos previstos en la Ley 763/72, como
91 estrategia de manejo de la depredación en los sistemas ganaderos. El objetivo general de
92 esta tesis es integrar aspectos asociados a la ecología de la interacción carnívoros-ganado
93 con la dimensión humana de la conservación de los carnívoros en socio-ecosistemas de la
94 estepa rionegrina dominados por diferentes tipologías agrarias.

95 Se trabajó en dos sitios del Departamento Pilcaniyeu (DP), uno dominado por la
96 Pequeña Agricultura Familiar (PAF) y otro por Explotaciones Ovinas Empresariales
97 (EOE). En estos sitios se estudió (i) el efecto de factores socio-ambientales sobre la
98 disponibilidad de presas silvestres, (ii) la dieta de pumas y zorros colorados, (iii) el efecto
99 de factores socio-ambientales sobre los patrones de ocupación por pumas y zorros
100 colorados, (iv) la incidencia de la depredación sobre la mortalidad ovina en sistemas
101 extensivos (EOE), (v) las percepciones y conductas humanas hacia la depredación de
102 ganado, y (vi) las estrategias de mitigación de la depredación implementadas por
103 productores familiares, en un contexto de crisis socio-productiva desencadenada por la
104 ocurrencia de eventos ambientales extremos.

105 En el DP, la biomasa de herbívoros (potenciales presas de los carnívoros) estuvo
106 dominada por ovinos (*Ovis aries*) y liebres europeas (*Lepus europaeus*), estando la biomasa
107 de herbívoros silvestres significativa y directamente afectada por la productividad primaria
108 (NDVI). Los pumas consumieron significativamente más presas silvestres que domésticas,
109 y su dieta estuvo dominada por guanacos (*Lama guanicoe*), liebres europeas y
110 chinchillones (*Lagidium moreni*). La dieta del zorro colorado, por su parte, estuvo
111 compuesta principalmente por liebres europeas, ctenómidos y roedores cricétidos, que
112 fueron consumidos con frecuencias similares. En áreas cercanas de Patagonia con contextos
113 de similar degradación de la base de presas nativas, se ha propuesto la extinción ecológica
114 de los grandes herbívoros nativos como presas y fuente de carroña para los carnívoros. En
115 el DP los herbívoros nativos continúan siendo presas funcionales de los grandes carnívoros
116 nativos.

117 Los patrones de ocupación por pumas estuvieron significativa y directamente afectados
118 por el porcentaje de afloramientos rocosos en el micro-hábitat, asociados a la presencia de
119 refugios y presas y a la evasión de encuentros con personas. Por su parte, la probabilidad

120 de ocupación por zorros colorados en parches de menor densidad humana (EOE), estuvo
121 inversamente asociada al porcentaje de afloramientos rocosos del micro-hábitat. En estos
122 parches, la ocupación por zorros estaría afectada por procesos *bottom-up* (micro-hábitats
123 rocosos ofrecen menor disponibilidad de liebres europeas) y *top-down* (pumas manifiestan
124 preferencia por la ocupación de micro-hábitats rocosos). En parches de mayor densidad
125 humana (PAF), la probabilidad de ocupación por zorros colorados estuvo inversamente
126 asociada a la distancia a viviendas. En la PAF las viviendas están dispuestas junto a
127 ambientes de mayor productividad primaria, por lo que los zorros colorados se enfrentan al
128 compromiso de ocupar sitios seguros (*i.e.* distantes de los viviendas) pero poco disponibles
129 en la PAF, o sitios de mayor productividad con mayor acceso a presas pero con mayor
130 exposición a los encuentros con humanos.

131 En los sistemas de producción extensiva estudiados, la depredación por carnívoros
132 nativos fue una causa de mortalidad ovina más relevante. Pumas y zorros colorados
133 provocaron el 25,1 % y 22,3 % de las muertes de ovinos registradas, respectivamente. La
134 co-ocurrencia de carnívoros con ganado en condiciones extensivas y de degradación de la
135 base de presas, incrementa la probabilidad de ataques sobre herbívoros domésticos. En este
136 estudio también se registró un incremento sustancial de la incidencia de la depredación por
137 perros domésticos y asilvestrados, que provocaron un 21,6 % de las muertes registradas.
138 Por su parte, el complejo inanición-hipotermia fue la principal causa de mortalidad ovina en
139 corderos menores a siete días de vida.

140 La depredación por carnívoros nativos, y principalmente por zorros colorados, fue
141 percibida como la principal causa de pérdida de ganado tanto por productores familiares
142 como por los referentes de las EOE. Sin embargo, mientras que los entrevistados en las
143 EOE se mostraron más propensos a la utilización del control letal de carnívoros nativos
144 como herramienta de manejo de la depredación, los productores familiares se mostraron
145 más predispuestos a implementar prácticas de manejo preventivas. Tal patrón de conducta
146 contradice el supuesto que establece que productores de subsistencia reaccionan con mayor
147 hostilidad frente a los carnívoros.

148 El contexto de crisis socio-productiva desencadenada por la sequía del periodo 2007-
149 2013 y la erupción volcánica del Complejo Volcánico Puyehue-Cordón Caulle de 2011, se
150 tradujo en la pérdida del 57,9 % de los ovinos en la PAF. Ante la mortandad masiva, los
151 productores adaptaron sus prácticas al escenario de descapitalización, intensificando el
152 manejo del ganado menor para reducir la vulnerabilidad del mismo a las múltiples causas
153 de pérdidas percibidas por los productores, entre ellas la depredación.

154 El contexto socio-ambiental ejerce una fuerte influencia sobre las interacciones
155 carnívoros-ganado-humanos. Para lograr la coexistencia se deben implementar estrategias
156 de manejo de la depredación adecuadas al contexto socio-ambiental y que cumplan con los
157 objetivos de reducción de pérdidas de ganado y de mitigación de impactos de la ganadería
158 sobre la interacción carnívoros-presas silvestres. Para ello se propone la adopción de
159 estrategias de validación participativa de prácticas de manejo de la depredación y de co-
160 manejo adaptativo, que vinculen los diferentes niveles de gobernanza de la jerarquía de
161 toma de decisiones, como medio para la mitigación de impactos recíprocos entre la
162 ganadería y los carnívoros nativos y sus presas en la provincia de Río Negro.

163

164

Abstract

165 Depredation is a fundamental process within ecosystems. Top predators are key to the
166 structural stability and function of biological communities. These predators provoke direct
167 (numerical) and indirect (measured by landscapes of fear) effects on herbivores and the
168 assembly of mesocarnivores. In landscapes dominated by man, top predators have suffered
169 population declines and experienced behavioural changes that limit their capacity to control
170 grazing pressure by wild herbivores. Although retaliatory hunting in response to attacks on
171 livestock has been considered one of the main causes of population declines in large
172 carnivores on a global scale, socio-cultural norms can influence the behaviours that rural
173 inhabitants adopt when faced with depredation and carnivores. In Río Negro, the provincial
174 state promotes the lethal control of pumas (*Puma concolor*) and culpeo foxes (*Lycalopex*
175 *culpaeus*) through stimulus payments established in the Law 763/72, as a strategy for
176 managing depredation in livestock systems. The general objective of this thesis is to
177 integrate aspects associated with the ecology of carnivore-livestock interactions with the
178 human dimension of carnivore conservation in socio-ecosystems of Río Negro's
179 agriculturally dominated steppe.

180 Work was carried out in two sites within the Department of Pilcaniyeu (DP), one
181 dominated by Smallholder Agriculture (PAF) and the other by Large Sheep Ranches
182 (EOE). The following were studied in these sites: (i) the effect of socio-environmental
183 factors on the availability of wild prey, (ii) the diet of pumas and culpeos, (iii) the effect of
184 socio-environmental factors on the occupancy patterns of puma and culpeos, (iv) the
185 incidence of depredation on ovine mortality, (v) human perceptions and behaviour towards
186 livestock depredation, and (vi) depredation mitigation strategies implemented by
187 smallholders, within a context of socio-productive crisis triggered by external
188 environmental events.

189 In the DP, herbivore biomass (potential carnivore prey) was dominated by sheep (*Ovis*
190 *aries*) and European hares (*Lepus europaeus*), with wild herbivore biomass being
191 significantly and directly affected by primary productivity (NDVI). Pumas consumed
192 significantly more wild prey than domestic, and their diet was dominated by guanacos
193 (*Lama guanicoe*), European hares and mountain vizcachas (*Lagidium moreni*). In
194 comparison, the diet of culpeos consisted mainly of European hares, rodents of the genus
195 *Ctenomys*, and cricetids, which were consumed with a similar frequency. In areas close to
196 Patagonia with similar contexts of degradation in the native prey base, the ecological
197 extinction of native large herbivores as prey and a source of carrion for carnivores has been
198 proposed. In the DP, native herbivores continue to be functional prey for native large
199 carnivores.

200 Pumas' occupancy patterns were significantly and directly affected by the percentage of
201 rocky outcrops in the microhabitat, associated with the presence of refuge and prey, and the
202 evasion of human encounters. Meanwhile, the occupancy probability of culpeos in patches
203 of lower human density (EOE) was inversely associated with the percentage of rocky

204 outcrops in the microhabitat. In these patches, occupation by culpeos was affected by
205 bottom-up (rocky microhabitats offer a lower availability of European hares) and top-down
206 (pumas show preference for occupying rocky microhabitats) processes. In patches of
207 greater human density (PAF), the occupancy probability of culpeos was inversely
208 associated with distance to households. In the PAF site, households were located next to
209 areas of greatest primary productivity. As such, culpeos face the compromise of either
210 occupying secure sites (*i.e.* far from households) but which are limited in the PAF, or sites
211 with greater productivity and access to prey but with greater exposure to human encounters.

212 In the extensive production systems studied, depredation by native carnivores was the
213 most relevant cause of ovine mortality. Pumas and culpeos caused 25.1% and 22.3% of
214 registered ovine deaths, respectively. The co-occurrence of carnivores with livestock in
215 conditions of extensive production and a degraded prey base increases the probability of
216 attacks on domestic herbivores. In this study, a substantial increase in depredation by
217 domestic and feral dogs was also recorded, where they caused 21.6% of recorded deaths. In
218 addition, the starvation/hypothermia complex was the main cause of ovine mortality in
219 lambs younger than seven days.

220 Both smallholders and EOE representatives perceived depredation by native carnivores,
221 and mainly by culpeos, as the principal cause of livestock loss. However, even though
222 interviewees in the EOE's showed themselves to be more prone to using lethal control of
223 native carnivores as a tool for managing depredation, smallholders showed themselves to
224 be more willing to implement preventive management practices. Such a pattern of
225 behaviour contradicts the assumption that states subsistence producers react with greater
226 hostility towards carnivores.

227 The context of socio-productive crisis triggered by the 2007-2013 drought period and
228 the volcanic eruption of the Puyehue-Cordón Caulle Volcanic Complex in 2011 translated
229 in the loss of 57.9% of sheep in the PAF site. In response to this mass mortality, producers
230 adapted their practices to the scenario of decapitalization, intensifying their management of
231 small livestock as a means of reducing their vulnerability to the multiple causes of loss
232 perceived by the producers, among them depredation.

233 This socio-environmental context exercises a strong influence on the carnivore-
234 livestock-human interactions. In order to achieve coexistence, strategies implemented to
235 manage depredation must be adequate for the socio-environmental context and meet the
236 objectives of reducing livestock losses and mitigating the impact of livestock on carnivore-
237 wild prey interactions. To this end, the adoption of strategies for the participatory validation
238 of depredation management practices is recommended. Furthermore, adaptive co-
239 management can link the different levels of governance across the decision-making
240 hierarchy, through which it is possible to mitigate the reciprocal impacts between livestock
241 and native carnivores and their prey in the province of Río Negro.

242

243

Índice

244

245	Introducción general.....	10
246	<i>El área de estudio.....</i>	28
247	<i>Objetivo general.....</i>	31
248	Capítulo I: Base de presas silvestres para los carnívoros en socio-ecosistemas dominados por diferentes tipologías agrarias.....	33
249	<i>Introducción.....</i>	33
251	<i>Materiales y métodos.....</i>	34
252	<i>Resultados.....</i>	44
253	<i>Discusión.....</i>	53
254	Capítulo II: Dieta de puma y zorro colorado en sistemas ganaderos extensivos de la estepa rionegrina.....	59
255	<i>Introducción.....</i>	59
256	<i>Materiales y métodos.....</i>	61
257	<i>Resultados.....</i>	65
258	<i>Discusión.....</i>	67
259	Capítulo III: Influencia de factores socio-ambientales sobre los patrones de ocupación de pumas y zorros colorados.....	72
260	<i>Introducción.....</i>	72
261	<i>Materiales y métodos.....</i>	74
262	<i>Resultados.....</i>	80
263	<i>Discusión.....</i>	84
264	Capítulo IV: Incidencia de la depredación como factor de mortalidad ovina en sistemas extensivos de la estepa rionegrina.....	88
265	<i>Introducción.....</i>	88
266	<i>Materiales y métodos.....</i>	90
267	<i>Resultados.....</i>	95
268	<i>Discusión.....</i>	100
269	Capítulo V: Percepciones y conductas humanas hacia la depredación en socio-ecosistemas dominados por diferentes tipologías agrarias.....	106
270	<i>Introducción.....</i>	106
271	<i>Materiales y métodos.....</i>	110
272	<i>Resultados.....</i>	114
273	<i>Discusión.....</i>	129
274	Capítulo VI: Interacción humanos-carnívoros en un contexto de crisis socio-productiva: Evaluación de estrategias de pequeños productores familiares para reducir la depredación.....	135
275	<i>Introducción.....</i>	135
276	<i>Métodos.....</i>	138
277	<i>Resultados.....</i>	142
278	<i>Discusión.....</i>	145
279	<i>Conclusión.....</i>	149
280	Discusión general y consideraciones de manejo.....	150

286	<i>Agradecimientos</i>	160
287	<i>Bibliografía</i>	163
288	<i>Paper de respaldo</i>	188

289

290

291

292

293

294

295

296

297

298

299

300

301

302

303

304

305

306

307

308

309

310

311

Introducción general

312

313 La depredación es un proceso fundamental en los ecosistemas. Los depredadores tope
314 (*i.e.* depredadores ubicados en la cúspide de la trama trófica de una comunidad) son clave
315 para la estabilidad estructural y funcional de las comunidades biológicas (Ripple *et al.*,
316 2014). Sus efectos no se limitan al control de las poblaciones de herbívoros y de la presión
317 de pastoreo que estos ejercen (Ripple & Beschta, 2006; Beschta & Ripple, 2009; Ripple *et*
318 *al.*, 2014), sino que influyen también sobre otros depredadores tope y sobre los meso-
319 depredadores (*i.e.* depredados que ocupan posiciones intermedias de la red trófica) a través
320 de la competencia y la depredación intragremial (Donadio & Buskirk, 2006; Beschta &
321 Ripple, 2009; Oliveira & Pereira, 2013; Ripple *et al.*, 2014). El riesgo de depredación
322 desencadena efectos comportamentales, que afectan indirectamente la dinámica poblacional
323 y los patrones de uso de hábitat de herbívoros y carnívoros subordinados (Ordiz, Bischof &
324 Swenson, 2013). Las estrategias anti-depredación, como la vigilancia, acarrear costos
325 energéticos que en ausencia del riesgo de depredación, serían asignados a la reproducción
326 (Brown, Laundre & Gurung, 1999; Ordiz, Bischof & Jon E. Swenson, 2013). Los
327 depredadores tope también generan la carroña que sustenta a especies carroñeras, ya sean
328 estrictas (Elbroch & Wittmer 2012; Perrig *et al.*, 2017; Barry *et al.* 2018) o facultativas
329 (Elbroch & Wittmer 2012; Walker & Novaro 2010), e incluso pueden ser dispersores
330 secundarios de semillas (Sarasola *et al.*, 2016). Por esto los depredadores tope promueven
331 la biodiversidad y ofrecen servicios ecosistémicos a través de las cascadas tróficas (Ray *et*
332 *al.*, 2005; William J Ripple *et al.*, 2014; Barry *et al.*, 2018).

333 En los ecosistemas terrestres son los mamíferos del orden *Carnivora* los que ejercen el
334 rol de depredadores tope. Este orden está compuesto por 245 especies (William J Ripple *et*
335 *al.*, 2014). Sus roles como depredadores tope o meso-depredadores son contexto
336 dependientes (Prugh *et al.*, 2009). En comunidades bien conservadas se asume que los
337 depredadores tope son los carnívoros grandes, es decir, aquellos con pesos corporales
338 mayores a los 15 kg (Ripple *et al.*, 2014). Pero las extinciones locales de dichos carnívoros
339 provocan el ascenso de los meso-carnívoros dominantes a la condición de depredadores
340 tope, proceso que se denomina liberación del meso-depredador (Prugh *et al.*, 2009). Las

341 posiciones de los depredadores tope en la estructura trófica se traducen en densidades
342 poblacionales bajas, elevados requerimientos energéticos e historias de vida lentas
343 (Carbone & Gittleman, 2002; Ray *et al.*, 2005). Estos aspectos de la biología de los grandes
344 carnívoros los hacen particularmente vulnerables a disturbios antrópicos como la pérdida,
345 fragmentación y degradación de hábitat, la caza furtiva y la persecución en represalia por
346 ataques al ganado (Woodroffe, 2000; Cardillo *et al.*, 2004; William J Ripple *et al.*, 2014).
347 Estos disturbios han provocado que la mayoría de los grandes carnívoros atraviesen
348 procesos de extinción a escala local y global (Treves & Karanth, 2003; Ray *et al.*, 2005;
349 Inskip & Zimmermann, 2009; Dirzo *et al.*, 2014).

350 Las áreas protegidas son insuficientes para garantizar la conservación de los grandes
351 carnívoros en el largo plazo. Para revertir los procesos de extinciones masivas (Dirzo *et al.*,
352 2014), la Convención para la Biodiversidad propuso incrementar la superficie de áreas
353 protegidas del 12 % al 17 % global para el año 2020 (UNEP 2010). Pero incluso logrando
354 este objetivo se proyecta que para el año 2040 la mayoría de los grandes carnívoros habrán
355 contraído sus rangos de distribución entre un 33 % y 81 % respecto de sus rangos originales
356 (Minin *et al.*, 2016). Compatibilizar entonces la persistencia de grandes carnívoros en
357 paisajes dominados por humanos es fundamental para revertir esta tendencia (Macdonald &
358 Loveridge, 2010; Carter & Linnell, 2016; Minin *et al.*, 2016).

359 La mayoría de las declinaciones poblacionales de grandes carnívoros tienen origen
360 antrópico (Woodroffe, 2000; Cardillo *et al.*, 2004). Tanto las extinciones locales como las
361 reducciones en los rangos de distribución de los grandes carnívoros han ocurrido en
362 regiones de alta densidad humana (Woodroffe, 2000; Cardillo *et al.*, 2004) y han estado
363 asociadas a cambios en el uso del suelo (Baker *et al.*, 2008; Macdonald & Loveridge, 2010;
364 Ripple *et al.*, 2014). Desde el año 1800 hasta el presente se ha sextuplicado la superficie
365 explotada con fines agrícola-ganaderos, alcanzando 40 % de la superficie terrestre
366 (Steinfeld, 2006). Se estima que dentro del periodo 2000-2030 la frontera agrícola se
367 expanda en un 12 % a nivel mundial (Bruinsma, 2003). La agricultura y la implantación de
368 pasturas producen los impactos más drásticos, al modificar la estructura y flujo de
369 nutrientes de los ecosistemas, produciendo pérdidas generalizadas de biodiversidad
370 (Steinfeld, 2006; Tschamntke *et al.*, 2012). Mientras la transformación de masas forestales y

371 praderas naturales a tierras de cultivos agrícolas y pasturas, representa menos del 15 % del
372 globo (Steinfeld, 2006), la ganadería extensiva en pastizales naturales cubre un 26 % de la
373 superficie terrestre y muestra una tendencia hacia la expansión. Las áreas ganaderas han
374 cedido lugar a la agricultura y a las urbanizaciones, desplazando a la ganadería hacia
375 regiones marginales (White, Murray & Rohweder, 2000; Bruinsma, 2003; Steinfeld, 2006)
376 e incrementando las presiones antrópicas sobre regiones prístinas o semi-naturales
377 (Chapron & López-Bao, 2016).

378 Las tendencias poblacionales de los grandes carnívoros y las conductas que adoptan los
379 humanos ante estos depredadores no son homogéneas (Woodroffe, 2000; Cardillo *et al.*,
380 2004). Cuando existen factores socio-culturales que favorecen la coexistencia, las
381 poblaciones de grandes carnívoros pueden persistir en paisajes dominados por los humanos
382 y la ganadería, (Liu *et al.*, 2011; Carter & Linnell, 2016). Por ejemplo, en Norte América y
383 Europa se abandonaron las políticas de erradicación que rigieron hasta mediados del siglo
384 20 para dar paso a procesos de reintroducción y leyes de conservación de grandes
385 carnívoros en zonas de alta densidad humana (Linnell *et al.*, 2001; Carter & Linnell, 2016).
386 Las pautas religiosas también pueden influir en la interacción entre humanos y
387 depredadores tope (Li *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2015; Gebresenbet *et al.*, 2018). En regiones
388 del Tíbet, por ejemplo, los pastores que practican el Budismo son más tolerantes hacia
389 leopardos de las nieves (*Panthera uncia*) y osos negros asiáticos (*Ursus thibetanus*), que
390 aquellos pastores pertenecientes a otros grupos étnico-religiosos (Li *et al.*, 2014; Li *et al.*,
391 2015). Para conservar los grandes carnívoros en paisajes dominados por los humanos, es
392 fundamental comprender las motivaciones socio-culturales de las conductas humanas hacia
393 los carnívoros (Dickman 2010; Carter, Riley & Liu 2012; Liu *et al.*, 2011; Marchini &
394 Macdonald 2012; Li *et al.*, 2014;).

395 *La interacción carnívoros-ganado-humanos*

396 La ganadería extensiva y los disturbios asociados a la presencia humana representan un
397 desafío para la conservación de los grandes carnívoros. La caza en represalia a ataques
398 sobre ganado y la degradación de la base de presas se encuentran entre las principales
399 causas de declinaciones poblacionales de grandes carnívoros a escala global (Inskip &

400 Zimmermann, 2009; Karanth & Chellam, 2009). Para referenciar situaciones donde
401 disturbios antrópicos afectan a grandes carnívoros u otras especies, en la biología de la
402 conservación suele recurrirse a conceptos como conflictos carnívoros-humanos, conflictos
403 carnívoros-ganadería o conflictos humanos-fauna silvestre (Peterson *et al.*, 2010; Redpath,
404 Bhatia & Young, 2015). Los conflictos suponen el enfrentamiento de intereses antagónicos
405 entre las partes involucradas. Además de asignar intencionalidad al comportamiento de
406 especies animales, estos conceptos asumen la incompatibilidad entre la conservación y las
407 actividades humanas, perpetuando las amenazas hacia la biodiversidad y obstaculizando la
408 coexistencia con los grandes carnívoros y sus presas (Peterson *et al.*, 2010; Redpath, Bhatia
409 & Young, 2015). Conceptualizar claramente las interacciones carnívoros-ganado-humanos
410 es una forma apropiada de enfocar las investigaciones, las intervenciones de manejo y los
411 esfuerzos de conservación (Redpath, Bhatia & Young, 2015; Wilkinson *et al.*, 2020). Tal
412 interacción podría desglosarse en (a) impactos del ganado sobre los carnívoros (sean
413 directos, como subsidio energético, o indirectos por competencia con herbívoros silvestres),
414 (b) impacto de los humanos sobre los carnívoros (sean directos, como la caza en represalia,
415 o indirectos como la sobre-explotación de presas nativas o la introducción de herbívoros
416 exóticos), (c) impactos de los carnívoros sobre el ganado y los humanos (depredación de
417 herbívoros domésticos e impacto sobre el sustento e integridad de las personas), y (d)
418 conflictos humanos-humanos (tensiones entre sectores de la sociedad con intereses
419 antagónicos; Dickman, 2010; Peterson *et al.*, 2010; Marchini & David W. Macdonald,
420 2012; Redpath, Bhatia & Young, 2015).

421 La interacción entre ganado y carnívoros en sentido estricto puede afectar por múltiples
422 vías a la depredación como proceso regulador de las presiones de pastoreo (Veblen &
423 Young, 2010; Young *et al.*, 2018). La introducción de ungulados domésticos impacta de
424 forma directa e indirecta sobre las poblaciones de grandes carnívoros. El impacto directo
425 consiste en el aporte de un potencial ítem presa, los ungulados domésticos, con capacidad
426 de subsidiar a las poblaciones de depredadores (Novaro & Walker, 2005; Sharma *et al.*,
427 2015). Los grandes carnívoros son depredadores generalistas y oportunistas, es decir
428 consumen una amplia variedad de ítems y el nivel de consumo de cada ítem suele estar
429 asociado a su disponibilidad (Gittleman, 1989; Ray *et al.*, 2005). Además, los grandes

430 carnívoros cuentan con adaptaciones cráneo-dentarias, locomotoras y comportamentales
431 para la captura de grandes ungulados, como los herbívoros domésticos (Gittleman, 1989;
432 Ray *et al.*, 2005). En los paisajes ganaderos, los herbívoros domésticos son los ungulados
433 dominantes y, debido a los procesos de domesticación, son presas más vulnerables que los
434 ungulados silvestres (Linnell *et al.*, 1999). Consecuentemente, existen registros de un
435 significativo consumo (Odden, Linnell & Andersen, 2006; De Azevedo, 2008) e, incluso,
436 dependencia de ganado por parte de algunas poblaciones de grandes carnívoros (Vos, 2000;
437 Bagchi & Mishra, 2006; Shehzad *et al.*, 2015). Sin embargo diversos estudios han
438 observado que el ganado tiende a ser un componente minoritario en la dieta de los grandes
439 carnívoros (Meriggi & Lovari, 1996; Marker *et al.*, 2003; Polisar *et al.*, 2003; Gazzola *et*
440 *al.*, 2005; Baker *et al.*, 2008; Johansson *et al.*, 2015). Por ello en los paisajes ganaderos, se
441 asume que prevalecen los impactos negativos indirectos del ganado, frente al subsidio
442 energético que la ganadería ofrecería a los grandes carnívoros (Ordiz, Bischof & Swenson,
443 2013; Dorresteijn *et al.*, 2015; Sharma, Bhatnagar & Mishra, 2015).

444 El sobrepastoreo asociado a altas cargas ganaderas provoca efectos en cascada sobre los
445 herbívoros silvestres (Riginos *et al.*, 2012; Young *et al.*, 2018), afectando indirectamente a
446 los carnívoros (Sharma *et al.*, 2015). El sobrepastoreo reduce la cobertura de herbáceas,
447 homogeneiza y simplifica la estructura de la comunidad vegetal y erosiona el suelo,
448 afectando desde micromamíferos (Tabeni & Ojeda, 2005; Blaum, Rossmanith & Jeltsch,
449 2006; Wasiolka & Blaum, 2011) hasta ungulados silvestres mayores a 15 kg (Riginos *et al.*,
450 2012; Young *et al.*, 2018). Consecuentemente los ensambles de herbívoros silvestres en
451 paisajes ganaderos tienden a estar empobrecidos en su riqueza de especies y a estar
452 dominados por herbívoros capaces de explotar hábitats abiertos y de menor complejidad
453 estructural (Tabeni & Ojeda, 2003; Riginos *et al.*, 2012; Young *et al.*, 2018). Esta
454 alteración de la base de presas provoca disrupciones en las interacciones intragremiales
455 dentro del ensamble de carnívoros (Novaro, Funes & Walker, 2005; Palacios, Walker &
456 Novaro, 2012; Pia, 2013). El empobrecimiento del ensamble de herbívoros silvestres
457 también reduce la partición de recursos tróficos entre depredadores (Novaro, Funes &
458 Walker, 2000; Palacios, Walker & Novaro, 2012; Pia, 2013; Barbar & Lambertucci, 2018;
459 Barbar *et al.*, 2018). El incremento de la superposición de nicho trófico dentro del ensamble

460 de carnívoros, perjudica a los carnívoros subordinados o menos resilientes a dichos
461 cambios (Blaum *et al.*, 2007; Blaum *et al.* 2008; Elbroch & Kusler 2018). Es decir,
462 carnívoros capaces de explotar presas generalistas de hábitat o fuentes de alimento
463 asociadas al ganado, como la carroña, podrían aprovechar dichas ventajas adaptativas y
464 dominar, a través del incremento de la competencia y la depredación intragremial, a
465 carnívoros con preferencias hacia presas sensibles al sobrepastoreo (Palomares & Caro,
466 1999; Linnell & Strand, 2000; Prugh *et al.*, 2009).

467 Disturbios antrópicos asociados a la ganadería y la presencia humana pueden
468 desencadenar una miríada de impactos negativos sobre los carnívoros y sus roles como
469 estructuradores de los ecosistemas (Ordiz, Bischof & Swenson, 2013; Wilkinson *et al.*,
470 2020). Disturbios como la caza deportiva, furtiva o en represalia a la depredación de
471 ganado o de especies cinegéticas, la sobre-explotación de presas, la introducción de
472 especies exóticas invasoras, pérdida y degradación de hábitat, y la introducción de
473 enfermedades transmisibles a la fauna silvestre, ocurren simultáneamente e interactúan con
474 los impactos de la interacción ganado-carnívoros en sentido estricto. Estos procesos podrían
475 resumirse en el concepto de cascadas tróficas inducidas por humanos (Dorresteijn *et al.*,
476 2015; Smith *et al.*, 2017).

477 La persecución en represalia a la depredación de ganado ha sido la principal causa de
478 declinación poblacional de grandes carnívoros a nivel global (Treves & Karanth, 2003;
479 Baker *et al.*, 2008; Inskip & Zimmermann, 2009; Ripple *et al.*, 2014). El control letal ha
480 sido la principal estrategia de mitigación de pérdidas por depredación, ya sea mediante
481 campañas de erradicación con soporte estatal (Berger, 2006) o como reacciones
482 individuales (Treves & Karanth, 2003; Baker *et al.*, 2008; Inskip & Zimmermann, 2009).
483 Más allá del impacto numérico que tiene la persecución sobre los carnívoros (que cuenta
484 con amplia cobertura en la bibliografía), la presión de caza también desencadena distintas
485 respuestas comportamentales menos evidentes en los carnívoros y que deberían ser
486 igualmente atendidas (Ordiz *et al.*, 2012, 2013; Smith, Wang & Wilmers, 2015; Smith *et*
487 *al.*, 2017; Wang, Smith & Wilmers, 2017). Por ejemplo, la presencia humana expone a los
488 carnívoros al “riesgo de depredación”, generando paisajes de miedo análogos a los que los
489 propios carnívoros ejercen sobre sus presas (Dorresteijn *et al.*, 2015). Los cambios

490 comportamentales para evitar a los humanos, podrían agravar las consecuencias de las
491 declinaciones poblacionales sobre el rol ecosistémico de los carnívoros (Ordiz, Bischof &
492 Swenson, 2013; Dorresteijn *et al.*, 2015).

493 La sobre-explotación de grandes herbívoros silvestres incrementa la probabilidad de
494 ataques sobre herbívoros domésticos (Khorozyan, Ghoddousi, Soofi, *et al.*, 2015). Aunque
495 una mayor disponibilidad de presas silvestres sustentaría poblaciones más densas de
496 carnívoros (Carbone & Gittleman, 2002) e incrementaría la probabilidad de ocurrencia de
497 ataques a ganado (Baker *et al.*, 2008). Khorozyan y colaboradores (2015) sostienen lo
498 opuesto, es decir, que la ocurrencia de ataques a ganado por grandes felinos no está
499 asociada a las densidades de los depredadores. Por el contrario, ellos demostraron la
500 existencia de umbrales de biomasa de presas silvestres por debajo de los cuales, la
501 probabilidad de ataques a ganado se incrementa significativamente (Khorozyan *et al.*,
502 2015). Los grandes herbívoros nativos son perseguidos para reducir la competencia con el
503 ganado (Novaro, Funes & Walker, 2000; Donadio *et al.*, 2010), con fines cinegéticos o para
504 su aprovechamiento como fuente de carnes y/o fibras (Novaro & Walker, 2005; Baker *et*
505 *al.*, 2008). La degradación de la base de presas nativas, ya sea provocada por la persecución
506 directa y/o por los impactos indirectos del sobrepastoreo, incrementa la vulnerabilidad del
507 ganado frente a la depredación (Khorozyan *et al.*, 2015).

508 Las invasiones por herbívoros exóticos silvestres también provocan cambios sustanciales
509 en la ecología trófica de los depredadores. Las invasiones biológicas son uno de los
510 principales factores de cambio global tendientes a la pérdida de biodiversidad y de servicios
511 ecosistémicos (Dirzo *et al.*, 2014). Las invasiones por herbívoros exóticos pueden
512 desencadenar procesos de competencia aparente entre herbívoros, que agravan los impactos
513 del sobrepastoreo y la sobre-explotación de los herbívoros nativos (Novaro, Funes &
514 Walker, 2000; Novaro & Walker, 2005; Palacios, Walker & Novaro, 2012; Barbar &
515 Lambertucci, 2018, 2019). En la competencia aparente, la correlación negativa entre las
516 abundancias de dos herbívoros no se debe a la competencia entre ellas, sino a que el
517 herbívoro más abundante sostiene una mayor abundancia de depredadores, incrementando
518 la presión de depredación sobre el herbívoro menos abundante (Holt, 1977). Poblaciones de
519 herbívoros nativos diezmados por causas antrópicas, como el sobrepastoreo y la sobre-

520 explotación, podrían estar limitadas por la depredación si los carnívoros se encuentran a
521 altas densidades por los subsidios energéticos aportados por presas introducidas (Novaro &
522 Walker, 2005). La conservación de grandes carnívoros y sus roles ecosistémicos en paisajes
523 dominados por humanos, debe contemplar el estado de la base de presas nativas y los
524 efectos de las especies invasoras (Novaro & Walker, 2005).

525 La depredación por carnívoros silvestres afecta al sustento de las poblaciones rurales
526 (Baker *et al.*, 2008). El impacto de la depredación de ganado ha recibido una creciente
527 atención en la literatura científica, por considerarse la principal motivación de las personas
528 en la persecución de carnívoros a escala global (Dickman, 2010). Cuando la ganadería se
529 practica implementando medidas de mitigación de ataques, como encierres nocturnos o uso
530 de Perros Protectores de Ganado (PPG), la depredación tiende a tener un impacto
531 insignificante sobre las pérdidas de ganado (menor al 5,0 % de las existencias ganaderas;
532 Baker *et al.*, 2008). Sin embargo, las evaluaciones economicistas de las pérdidas ignoran
533 los costos asociados a la implementación de las prácticas de mitigación, tanto económicos
534 como en esfuerzo humano, y los efectos emocionales que provoca la pérdida de los medios
535 de sustento sobre los pobladores rurales (Baker *et al.*, 2008; Eklund, Flykt, *et al.*, 2020;
536 Eklund *et al.*, 2020). Para lograr la coexistencia entre carnívoros, herbívoros nativos,
537 ganado y humanos, es necesario desarrollar estrategias que minimicen los impactos
538 antrópicos sobre procesos ecosistémicos y los impactos de la depredación sobre el sustento
539 de la población rural (Carter & Linnell, 2016; Miller & Schmitz, 2019).

540 *Aspectos socio-culturales y la conservación de grandes carnívoros*

541 La conservación de procesos biológicos (*e.g.* depredación y herbivoría) en paisajes
542 dominados por humanos debe contemplar aspectos socio-culturales (Dickman, 2010). Los
543 trabajos científicos sobre interacciones humanos-fauna silvestre se han incrementado
544 significativamente desde la última década (Dickman, 2010). Sin embargo la mayoría de la
545 literatura aborda aspectos asociados al (i) impacto de los disturbios antrópicos sobre la vida
546 silvestre, (ii) la dimensión económica de los daños que provoca la fauna o (iii) evaluaciones
547 experimentales/cuasi-experimentales de técnicas para reducir dichos daños (Dickman,
548 2010; Carter & Linnell, 2016). La acumulación de información en estos tópicos no se ha

549 traducido en mejoras consistentes del estatus poblacional de los grandes carnívoros
550 (Dickman, 2010). Para obtener herramientas que reviertan dicha tendencia, se ha puesto de
551 manifiesto recientemente la necesidad de abordar los aspectos psicosociales que influyen en
552 las conductas que adoptan las personas frente a la depredación y los grandes carnívoros
553 (Dickman, 2010; Liu *et al.*, 2011; Carter, Riley & Liu, 2012; Marchini & Macdonald,
554 2012).

555 La complejidad de los procesos psicosociales asociados a la interacción humanos-fauna
556 silvestre ha sido subestimada en el ámbito de la biología de la conservación (Dickman,
557 2010). En torno a esta interacción se han establecido supuestos que asumen una relación
558 lineal entre (i) el daño provocado por la fauna silvestre, (ii) la hostilidad con la que
559 responden las personas ante dichos daños y (iii) la performance de las intervenciones para
560 mitigar los daños respecto a la conservación de las especies involucradas (Dickman, 2010).
561 Estas suposiciones ignoran los factores intrínsecos (*e.g.* experiencias personales, las
562 valoraciones subjetivas hacia la fauna o el estatus socio-económico) y extrínsecos (*e.g.*
563 pertenencia a grupos sociales con pautas socio-culturales arraigadas, leyes impuestas por el
564 estado o el contexto socio-ambiental) que influyen tanto en las conductas de las personas
565 hacia la fauna como en los resultados que arrojen las intervenciones en pos de la
566 conservación (Dickman, 2010; Liu, Mcshea, *et al.*, 2011; Carter, Riley & Liu, 2012;
567 Marchini & Macdonald, 2012). Por ello, la biología de la conservación está incorporando
568 progresivamente marcos teóricos y herramientas metodológicas de la sociología (Dickman,
569 2010; Liu, Mcshea, *et al.*, 2011; Carter, Riley & Liu, 2012; Marchini & Macdonald, 2012;
570 Gálvez *et al.*, 2018).

571 Los contextos socio-culturales y ambientales condicionan el éxito de las estrategias de
572 manejo y conservación de carnívoros en paisajes dominados por el hombre (van Eeden *et*
573 *al.*, 2018). El Acta de Especies Amenazadas (1973) y las Directivas de Hábitat (1992) en
574 Estados Unidos y Europa, respectivamente, endurecieron el marco legal que regula el uso y
575 conservación de especies silvestres. Desde entonces, los grandes carnívoros (*i.e.* lobos -
576 *Canis lupus*- y osos pardos -*Ursus arctos*-) han sido reintroducidos y/o han recolonizado
577 zonas densamente pobladas (Carter & Linnell, 2016). A partir de ello, se asume que
578 procesos similares podrían replicarse en otras regiones del mundo (Chapron & López-Bao,

579 2016; Bruskotter *et al.*, 2017). Sin embargo, esta suposición no tiene en cuenta la existencia
580 de pautas culturales que suelen tener una mayor influencia que las imposiciones legales
581 sobre las conductas de las personas hacia los carnívoros (Liu *et al.*, 2011; Marchini &
582 Macdonald, 2012). Un ejemplo de ello es la caza de jaguares (*Panthera onca*) que está
583 prohibida en todo Brasil. Sin embargo, en el Pantanal los hombres que se identifican como
584 *Pantaneiros* practican la caza de la especie, alentados por el estatus social que adquieren
585 dentro de dicho grupo (Marchini & Macdonald, 2012). Las intervenciones para promover la
586 coexistencia entre carnívoros y humanos deben contemplar el contexto socio-cultural en el
587 que se las implementan (Carter & Linnell, 2016; Van Eeden *et al.*, 2017, 2018).

588 La socio-ecología como disciplina que estudia los socio-ecosistemas aporta un marco
589 apropiado para integrar los aspectos ecológicos, con las dimensiones humanas de la
590 interacción carnívoros-ganado-humanos (Miller & Schmitz, 2019). Un socio-ecosistema
591 consiste en una unidad bio-geo-física y los actores sociales e instituciones presentes en
592 dicho territorio, que se encuentra delimitado espacial o funcionalmente por los límites de un
593 ecosistema particular y el contexto de disturbios que lo afectan (Glaser *et al.*, 2008).
594 Abordar la complejidad de la interacción carnívoros-ganado-humanos desde una
595 perspectiva socio-ecológica es fundamental para transformar paisajes de conflicto en
596 paisajes de coexistencia (van Eeden *et al.*, 2018; Miller & Schmitz, 2019; Wilkinson *et al.*,
597 2020).

598 *El contexto regional para abordar la conservación de grandes carnívoros en*
599 *Norpatagonia*

600 Desde fines de 1800 la región que hoy comprende la Patagonia argentina experimentó
601 profundos cambios socio-ambientales, incluyendo las relaciones entre humanos y
602 carnívoros. Las comunidades nativas pre-existentes fueron diezmadas por enfermedades y
603 luego expulsadas por el ejército argentino (Bandieri, 2000). Muchos cacicatos,
604 principalmente los de la Norpatagonia, practicaban de forma incipiente la agricultura y
605 ganadería trashumante (Bandieri, 2000). Pero los cambios más profundos se produjeron a
606 partir de la consolidación del estado argentino en la región, cuando procesos de
607 colonización criolla y europea modificaron las lógicas de distribución y uso del territorio

608 (Bandieri, 2000). Las áreas de mayor aptitud ganadera se concentraron en grandes
609 latifundios y se tendió a la sedentarización de la ganadería ovina, que se constituyó en la
610 actividad agropecuaria dominante de la región extra-andina, en términos de superficie
611 (Bandieri, 2000; Easdale *et al.*, 2009; Easdale & S. Domptail, 2014).

612 En Patagonia, los ambientes áridos y semiáridos extra-andinos son los sistemas más
613 vulnerables a la degradación por sobrepastoreo. Las áreas extra-andinas de la Patagonia
614 argentina (694.552 km²) presentan severos procesos de desertificación generados por el
615 sobrepastoreo (Del Valle *et al.*, 1998). En la década de 1950 la región alcanzó su pico
616 histórico de 20 millones de ovinos, pero la degradación de los pastizales produjo una caída
617 gradual del *stock* hasta alcanzar los 7,34 millones de ovinos de la actualidad (Oliva *et al.*,
618 2019). Aunque la degradación es heterogénea, aproximadamente el 25 % de la región
619 presenta niveles severos de desertificación (Del Valle *et al.*, 1998) y cuatro de las cinco
620 provincias patagónicas presentan densidades de herbívoros que están entre un 10 y un 65 %
621 por encima de la capacidad de carga de los pastizales (Oliva *et al.*, 2019). El efecto del
622 sobrepastoreo converge con las condiciones de aridez, modificando la estructura de la
623 comunidad y la base forrajera que sustenta a la ganadería (*i.e.* las gramíneas palatables son
624 reemplazadas por arbustos de menor, o nula, aptitud forrajera; Gaitán *et al.*, 2018; Gaitán,
625 Bran & Oliva, 2019). Los escenarios de cambio climático, proyectan una profundización en
626 las condiciones de aridez. Las temperaturas medias se incrementarán entre 2 y 7 °C,
627 mientras que las precipitaciones se reducirán entre un 10 y un 20 % en promedio (Gaitán,
628 Bran & Oliva, 2019). Esto podría incrementar el impacto de los disturbios asociados a la
629 ganadería y a la presencia humana sobre los ecosistemas patagónicos.

630 Los disturbios asociados a la ganadería y la presencia humana, impactaron
631 negativamente a los grandes herbívoros nativos de la Patagonia extra-andina. Guanacos
632 (*Lama guanicoe*) y choiques (*Rhea pennata*) sufrieron bruscas declinaciones poblaciones
633 desde la colonización europea y criolla (Novaro & Walker, 2005). En casi un siglo, la
634 población de guanacos de Patagonia pasó de 7 millones de ejemplares hacia fines del siglo
635 19 a sólo unos 450 mil individuos en el año 2000 (Nugent *et al.*, 2006; Oliva *et al.*, 2019).
636 Algunos antecedentes hacen suponer una competencia potencialmente intensa entre
637 guanacos y ovinos: (i) amplia superposición en sus dietas y (ii) las densidades de guanaco

638 muestran una correlación inversa con las densidades de ovinos (Baldi, Albon & Elston,
639 2001; Baldi *et al.*, 2009). Pero la sobre-explotación de las poblaciones de guanaco
640 contribuyó significativamente a la reducción de sus poblaciones. La mayor presión la
641 ejerció el mercado de pieles de chulengos, que exportó un promedio de 70 mil cueros por
642 año durante las décadas del '50 al '70 (Nugent *et al.*, 2006). A fines del '90 se reguló el
643 aprovechamiento de la especie, prohibiéndose su caza (Nugent *et al.*, 2006). Los últimos
644 relevamientos han registrado una significativa recuperación de sus poblaciones en las
645 provincias más australes de Patagonia (Bay Gavuzzo *et al.*, 2015; Travaini *et al.*, 2015),
646 donde la presión ejercida por el sector ganadero ha impulsado la flexibilización de la
647 legislación que ampara a la especie (Oliva *et al.*, 2019). En el caso del choique, no se
648 cuenta con datos que evidencien sus tendencias poblacionales desde la intrusión de la
649 ganadería ovina extensiva, pero a partir de los relatos de los exploradores se infiere que sus
650 poblaciones sufrieron colapsos y procesos similares a los experimentados por las
651 poblaciones de guanaco (Novaro & Walker, 2005). En la actualidad, los choiques son
652 intensamente perseguidos, principalmente para el consumo de su carne y huevos (Novaro &
653 Walker, 2005; Barri, Martella & Navarro, 2008).

654 La introducción de herbívoros silvestres invasores ha tenido múltiples impactos en la
655 trama trófica de los ambientes patagónicos. El mayor número de mamíferos invasores de
656 Argentina se encuentra en Patagonia, mayoría de ungulados (jabalí -*Sus scrofa*-, ciervo
657 colorado -*Cervus elaphus*-, ciervo dama -*Dama dama*- y ciervo axis -*Axis axis*-) y
658 lagomorfos (liebre europea -*Lepus europaeus*- y conejo europeo -*Oryctolagus cuniculus*-)
659 introducidos con fines cinegéticos (Merino, Carpinetti & Abba, 2009). También existen
660 poblaciones asilvestradas de ganado doméstico (caballos -*Equus caballus*-, vacas -*Bos*
661 *taurus*- y cabras -*Capra hircus*-; Merino, Carpinetti & Abba, 2009). Las poblaciones de
662 herbívoros invasores afectan de forma directa e indirecta a las poblaciones de herbívoros
663 nativos, por ejemplo incrementando la presión de pastoreo sobre los pastizales naturales o
664 convirtiéndose en vías de introducción de patógenos (Novaro & Walker, 2005; Barbar &
665 Lambertucci, 2019). A su vez, pueden desencadenar efectos indirectos mediados por la
666 depredación, como la competencia aparente (Novaro & Walker, 2005; Barbar &
667 Lambertucci, 2019).

668 En la Patagonia extra-andina, la ganadería y sus disturbios asociados han provocado
669 profundos cambios, tanto en el ensamble de carnívoros como en las interacciones con sus
670 presas. El puma (*Puma concolor*) es el depredador tope, mientras que el zorro colorado
671 (*Lycalopex culpaeus*) es el meso-depredador dominante del ensamble (Novaro & Walker,
672 2005). Ambas especies pueden ejercer efectos reguladores sobre poblaciones de herbívoros
673 (Novaro & Walker, 2005) y otros carnívoros subordinados (Novaro, Funes & Jiménez,
674 2004; de Oliveira *et al.*, 2014; Díaz-Ruiz *et al.*, 2020), y responden de manera diferencial a
675 los disturbios antrópicos presentes en los paisajes ganaderos de Patagonia. Respecto de la
676 interacción en sentido estricto entre el ganado y los carnívoros, los ungulados domésticos
677 no son un ítem relevante en la dieta de pumas de Patagonia (Novaro, Funes & Walker,
678 2000; Palacios, Walker & Novaro, 2012; Zanón Martínez *et al.*, 2012; Maria L. Gelin *et al.*,
679 2017; Llanos & Travaini, 2020), mientras que los niveles de consumo de ganado por zorro
680 colorado, sea depredado o como carroña, aparenta estar inversamente relacionado con la
681 disponibilidad de sus presas principales (Novaro, Funes & Jiménez, 2004). Los ovinos
682 pueden representar hasta el 34,4 % de la biomasa consumida por zorros colorados en zonas
683 donde las densidades de liebre europea (*Lepus europaeus*), su actual presa principal, son
684 bajas (Novaro, Funes & Jiménez, 2004).

685 Los carnívoros nativos de Patagonia han incorporado a los herbívoros invasores en sus
686 dietas (Novaro, Funes & Walker, 2000; Novaro, Funes & Jiménez, 2004; Travaini *et al.*,
687 2010; Palacios, Walker & Novaro, 2012; Zanón Martínez *et al.*, 2012; Gelin *et al.*, 2017).
688 No se han documentado procesos similares (*i.e.* un ensamble de carnívoros nativos
689 sostenido energéticamente por presas introducidas) en otras regiones del mundo (Novaro &
690 Walker, 2005). El subsidio energético aportado por los herbívoros introducidos podría
691 desencadenar procesos de competencia aparente con herbívoros nativos, por lo que pumas y
692 zorros colorados impedirían la recuperación de poblaciones de guanacos y choiques en la
693 Norpatagonia (Holt, 1977; Walker *et al.*, 2000; Novaro & Walker, 2005).

694 Desde la colonización europeo-criolla los carnívoros de la Patagonia extra-andina han
695 sido constantemente perseguidos ya sea con fines peleteros o en represalia a ataques al
696 ganado. Tanto por iniciativa personal o como práctica promovida por los estados
697 provinciales, la caza ha tenido importantes consecuencias numéricas en las poblaciones de

698 puma y zorro colorado (Novaro, 1995; Novaro, Redford & Bodmer, 2000; Walker &
699 Novaro, 2010). Hacia 1980, las extinciones locales de poblaciones de puma hicieron que la
700 distribución de la especie se retrajera a las áreas cordilleranas y algunas zonas costeras
701 hacia el este (Bellati & Von Thungen, 1990). En los '90, la caída del precio internacional
702 de la lana, la pérdida de receptividad ganadera de los pastizales naturales y los eventos
703 volcánicos (*i.e.* deposición de cenizas), desencadenaron procesos de migración rural hacia
704 zonas urbanas, con las consecuentes reducciones en la presión de caza sobre pumas que
705 propiciaron la recolonización de las áreas extra-andinas por dicha especie (Walker &
706 Novaro, 2010). En 1995, las provincias de Río Negro, Chubut y Santa Cruz restablecieron
707 las políticas de promoción del control letal de la especie mediante el pago de recompensas.
708 En la década pasada, unos dos mil ejemplares eran cazados anualmente bajo dicho sistema
709 (Walker & Novaro, 2010). Las poblaciones de zorro colorado también soporta elevadas
710 presiones de caza. Desde la década del '40 y hasta los '90, la industria peletera motivó la
711 cosecha de un número significativo de ejemplares. Por ejemplo, para el periodo 1976-1990
712 se exportaron unas 48.500 pieles (Funes *et al.*, 2006). Actualmente la demanda de cueros ha
713 caído considerablemente y se carece de estadísticas asociadas a su exportación. En la
714 provincia de Río Negro, tanto las poblaciones de puma como las de zorro colorado se
715 encuentran afectadas por la ley provincial N° 763/72 (“Lucha contra las poblaciones de
716 especies animales circunstancialmente peligrosas para la ganadería”), que promueve la caza
717 de ambas especies. Esta legislación ha generado tensiones entre sectores de la sociedad que
718 poseen visiones diferentes sobre la forma en que deben manejarse los carnívoros silvestres
719 (Berger, 2006; Llanos, Llanos & Travaini, 2016).

720 La vulnerabilidad del ganado menor (*i.e.* ovinos y caprinos) a las condiciones de cría
721 extensiva de la Patagonia podría influir en las conductas de los pobladores rurales hacia los
722 carnívoros. Los sistemas ganaderos extensivos tradicionales de la región se basan en el
723 aprovechamiento de los pastizales naturales, sin implementar tecnologías para reducir la
724 vulnerabilidad del ganado a las rigurosas condiciones de la Patagonia (Villagra *et al.*, 2015;
725 Castillo, Gaitán & Villagra, 2021). En la región, el ganado menor está expuesto a la
726 inanición, la hipotermia, la depredación (Bellati & Von Thungen, 1990; Villagra *et al.*,
727 2015; Castillo, Gaitán & Villagra, 2021) y a falencias en las prácticas de manejo sanitario y

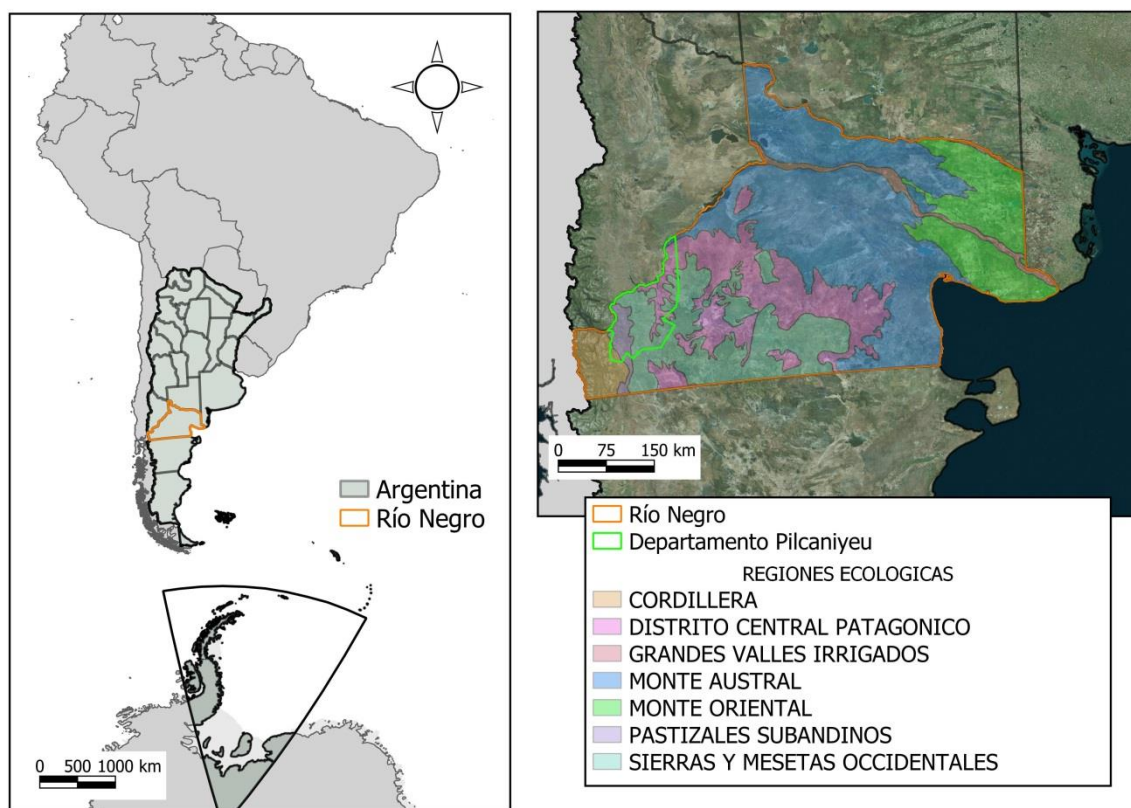
728 reproductivo (Alberghini, 2019). Consecuentemente, estos sistemas presentan bajos niveles
729 de eficiencia productiva, con porcentajes de “señalada” promedio (*i.e.* número de corderos
730 de 60 días de edad en relación al número de hembras a servicio) que apenas alcanzan el
731 60,6 % (Villagra *et al.*, 2015; Castillo, Gaitán & Villagra, 2021). No obstante los
732 pobladores rurales podrían sobreestimar la incidencia de la depredación, ya sea por asignar
733 erróneamente el factor de mortalidad o por atribuir los faltantes de ganado solamente a la
734 depredación (Baker *et al.*, 2008). En el contexto de Cambio Climático Global (CCG)
735 incrementar la presión de pastoreo sobre pastizales naturales para sostener sistemas
736 ineficientes (Oliva *et al.*, 2019) profundizará la degradación de la base forrajera (Morton,
737 2007; Easdale & Domptail, 2014; Gaitán *et al.*, 2018; Oliva *et al.*, 2019) aumentando la
738 mortalidad ganadera por factores nutricionales y climáticos (Castillo, Gaitán & Villagra,
739 2021) y retroalimentando la percepciones negativas hacia los herbívoros y los carnívoros
740 silvestres (Mann *et al.*, 2019).

741 El impacto de la depredación sobre la ganadería depende del contexto socio-ambiental
742 en el que ocurre la interacción carnívoros-ganado (van Eeden *et al.*, 2018; Miller &
743 Schmitz, 2019). Las estimaciones de daño por depredación en la Patagonia argentina, se
744 sustentan en daño percibido por los productores (Travaini *et al.*, 2000; González *et al.*,
745 2012; Gáspero *et al.*, 2018; Llanos, Andrade & Travaini, 2019). En promedio los
746 encuestados declaran perder del 10 a 15 % de sus cabezas de ganado por depredación,
747 aunque en algunos casos pueden alcanzar hasta el 63 % (González *et al.*, 2012; Gáspero *et*
748 *al.*, 2018). La pequeña ganadería familiar podría ser particularmente vulnerable al impacto
749 de la depredación, como consecuencia de la marginación socio-ambiental en la que se
750 practica (Easdale & Domptail, 2014). Instituciones estatales deberán promover la
751 adaptación de los pobladores rurales a los cambios en el contexto socio-ambiental (Gáspero
752 *et al.*, 2018). Practicar la ganadería extensiva como en 1950 profundizará los procesos de
753 degradación del ecosistema, afectando el sustento de la población rural (Easdale & López,
754 2016; Oliva *et al.*, 2019).

755

756

758 El Departamento Pilcaniyeu (en adelante, “DP”; 41°07’24,23” S / 70°43’20,25” O) se
759 encuentra en el oeste de la Provincia de Río Negro (Figura 1). Tiene una superficie de
760 10.914 km². Dada su proximidad a la cordillera de los Andes, presenta un marcado
761 gradiente de precipitaciones con dirección oeste-este. En menos de cien kilómetros, las
762 precipitaciones que alcanzan los 650 mm en los sectores occidentales caen abruptamente a
763 menos de 300 mm hacia el oriente (Enriquez *et al.*, 2015; Gaitán, Bran & Oliva, 2019).



764 **Figura 1:** Regiones ecológicas de la Provincia de Río Negro y del Departamento Pilcaniyeu (Fuentes:
765 IGN, BingTM Maps Microsoft y Laboratorio de Teledetección INTA-EEA Bariloche).
766

767 Casi la totalidad de la vegetación del DP (96,4 % de su superficie) corresponde a la
768 estepa patagónica. Asociado al gradiente de precipitaciones y a las características del
769 relieve, diferentes formas de vida dominan las estepas. Hacia el oeste, en la Precordillera,
770 las estepas gramíneas de pastizales subandinos están dominadas por *Festuca pallenscens*.
771 En sectores degradados por incendios y/o sobrepastoreo aumenta la cobertura de los
772 arbustos *Mulinum spinosum*, *Acaena splendens* y *Senecio spp* (Gaitán *et al.*, 2018; Gaitán,

773 Bran & Oliva, 2019). Hacia el este, la cobertura de arbustos se incrementa
774 progresivamente, formando estepas arbustivo-graminosas en sectores de Sierras y Mesetas
775 Occidentales, y estepas arbustivas en la Meseta Central. Los arbustos más comunes son *M.*
776 *spinosum*, *Adesmia volckmannii*, *Senecio* spp. (principalmente *S. bracteolatus* y *S.*
777 *filaginoides*), *Berberis heterophylla* y *Tetraglochin alatum*. El estrato herbáceo está
778 dominado por *Pappostipa* spp. (particularmente *P. speciosa*, *P. major* y *P. humilis*), *Poa*
779 *ligularis* y *Festuca argentina* (Gaitán, Bran & Oliva, 2019).

780 Las líneas de drenaje y relieves deprimidos acumulan materia orgánica y se saturan
781 estacionalmente de agua, permitiendo el desarrollo de praderas húmedas de carácter azonal
782 (conocidas como “mallines”). Estas comunidades están dominadas por *Juncus balticus*, *Poa*
783 *pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens*, *Hordeum* spp., *Eleocharis*
784 *albibracteata*, *Carex subantarctica* y *F. pallescens*. A pesar de representar sólo el 3,30 % del
785 DP, los mallines son fundamentales para la ganadería de la región (Easdale & Gaitán, 2010;
786 Castillo, Gaitán & Villagra, 2021), ya que alcanzan niveles de producción de forraje 10 a
787 20 veces superiores a los de las estepas y aportan el 30 – 40 % del forraje disponible (Lopez
788 *et al.*, 2005; Easdale & Gaitán, 2010; Enriquez *et al.*, 2015).

789 En el DP habitan 7.428 personas (INDEC 2010), siendo el 18,6 % población rural
790 dispersa cuyo principal sustento es la ganadería. Los sistemas de producción de la región
791 son preponderantemente ovinos, aunque las producciones familiares tienden a sistemas de
792 mayor diversificación productiva (Easdale *et al.*, 2009). Actualmente, el Departamento
793 cuenta con un *stock* de unos 172.453 ovinos (SENASA, 2018).

794 La política de colonización de la región provocó una marcada concentración de tierras y
795 la marginación de la Pequeña Agricultura Familiar (PAF) (Easdale *et al.*, 2009; Easdale &
796 Domptail, 2014). La PAF representa el 86 % de los predios de la región, con propiedades
797 que promedian entre 2.500 a 3.600 ha. El 14 % restante corresponde a sistemas familiares
798 capitalizados y Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) de más de 10 mil ha (Easdale *et*
799 *al.*, 2009). Las EOE se establecieron monopolizando los mallines y pastizales de mejor
800 aptitud forrajera, mientras que la PAF quedó marginada a zonas de menor productividad
801 primaria y mayor vulnerabilidad a la degradación (Easdale & Domptail, 2014). Además de

802 las consecuencias socio-económicas, la aptitud de los mallines también incide en la
803 estructura del sistema ganadero. Por ejemplo, la tenencia de caprinos, un patrón propio de
804 la PAF, muestra una asociación positiva con zonas de menor disponibilidad de mallines y
805 con mallines de menor aptitud (mallines secos a subhúmedos; Easdale & Gaitán, 2010).
806 Consecuentemente, la distribución catastral de tierras en el DP conforma un mosaico de
807 zonas dominadas por EOE y por la PAF.

808 Durante el período 2007-2013 la Patagonia y el DP en particular atravesaron procesos
809 ambientales que desencadenaron una profunda crisis socio-productiva. Durante esos siete
810 años, en la localidad de Pilcaniyeu las precipitaciones fueron en promedio un 20,2 %
811 inferiores respecto al promedio histórico (278 mm). En 2011, se registró la menor
812 precipitación de dicho periodo, siendo un 54,8 % inferior a la media histórica (Aramayo
813 com. pers.). En junio del mismo año entró en erupción el complejo volcánico Puyehue-
814 Cordón Caulle (CVPCC, Chile), cuyo proceso eruptivo provocó una lluvia de cenizas que
815 cubrió la totalidad del DP con una capa de 0,5 - 5,0 cm de material piroclástico (Easdale &
816 Bruzzone 2018, Gaitán et al., comm. pers.). Las cenizas desencadenaron múltiples
817 problemas en la producción ganadera y economía de la zona. Su acumulación redujo el
818 acceso a las fuentes de agua (i.e. vertientes naturales) y a la vegetación de mayor aptitud
819 forrajera. Esto provocó masivas mortandades de ganado por inanición (Siffredi et al. com.
820 pers.). A su vez, la ingesta de forraje mezclada con cenizas volcánicas provocó,
821 principalmente en ovinos, desgaste dental, lesiones digestivas, oculares y respiratorias
822 (Robles com. pers.). La acumulación de cenizas volcánicas sobre el cuerpo de los ovinos,
823 afectó además severamente la calidad y rendimiento de lana (Easdale *et al.*, 2014). La
824 combinación de estos eventos provocó una fuerte pérdida de capital principalmente ovino.
825 En sólo un año, las EOE ubicadas en el DP perdieron entre el 16,1 – 27,1 % de sus ovinos
826 (Easdale *et al.*, 2014). El impacto fue mayor aún en la PAF, donde se perdieron un 57,9 %
827 de los ovinos (Gáspero *et al.*, 2018). Esta descapitalización abrupta y la reducción de la
828 oferta forrajera de los pastizales, podrían haber exacerbado las percepciones y actitudes
829 negativas de los pobladores hacia los carnívoros silvestres y sus presas.

830 El ensamble de carnívoros terrestres nativos del DP está conformado por ocho especies.
831 Tres félidos [el puma, el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y el gato de pajonal (*L.*

832 *colocolo*)], dos cánidos [el zorro colorado y el zorro gris (*Lycalopex gymnocercus*)], dos
833 mustélidos [el hurón común (*Galictis cuja*) y el huroncito patagónico (*Lyncodon*
834 *patagonicus*)] y un mefítido [el zorrino común (*Conepatus chinga*)]. Aunque la política de
835 promoción del control letal está enfocada solamente a pumas y zorros colorados, los meso-
836 carnívoros también están sometidos a caza, ya sea de forma directa, en represalia por
837 ataques a aves de corral, o indirectamente por ser víctimas de métodos de control no
838 selectivos (cebos tóxicos, trampas cebo y caza con perros; Gáspero obs. pers.).

839 Los grandes herbívoros nativos, el guanaco y el choique, se encuentran a muy bajas
840 densidades (Barri, Martella & Navarro, 2008; Bay Gavuzzo *et al.*, 2015). El ensamble de
841 herbívoros nativos también está conformado por roedores medianos de la familia
842 Chinchillidae [el chinchillón patagónico (*Lagidium moreni*)] y roedores pequeños de la
843 familia Ctenomidae [tuco-tucos (*Ctenomys* spp.)] y la familia Cricetidea [el ratón lanoso
844 (*Abrothrix hirta*), el ratón oliváceo (*A. olivácea*), el ratón maicero (*Calomys musculinus*), el
845 ratón patagónico (*Akodon iniscatus*), las lauchas colilargas (*Eligmodontia* spp.), la rata
846 conejo (*Reithrodon auritus*), la rata chinchilla patagónica (*Euneomys chinchilloides*), el
847 pericote patagónico (*Loxodontomys micropus*), el pericote orejudo (*Phyllotis xanthopygus*)
848 y el ratón topo cordillerano (*Paynomys macronyx*)]. La gama de mamíferos presa nativos se
849 completa con dos armadillos [el peludo (*Chaetophractus villosus*) y el piche (*Zaedyus*
850 *pichiy*), familia Chlamyphoridae, orden Cingulata], y la marmosa pálida [(*Thylamys*
851 *pallidior*), familia Didelphidae, orden Didelphimorphia]. Además de los herbívoros
852 domésticos, en el DP los carnívoros también disponen como presas de herbívoros exóticos
853 invasores, principalmente la liebre europea (familia Leporidae, orden Lagomorpha), el
854 ciervo colorado (familia Cervidae, orden Cetartiodactyla) y el jabalí (familia Suidae, orden
855 Cetartiodactyla).

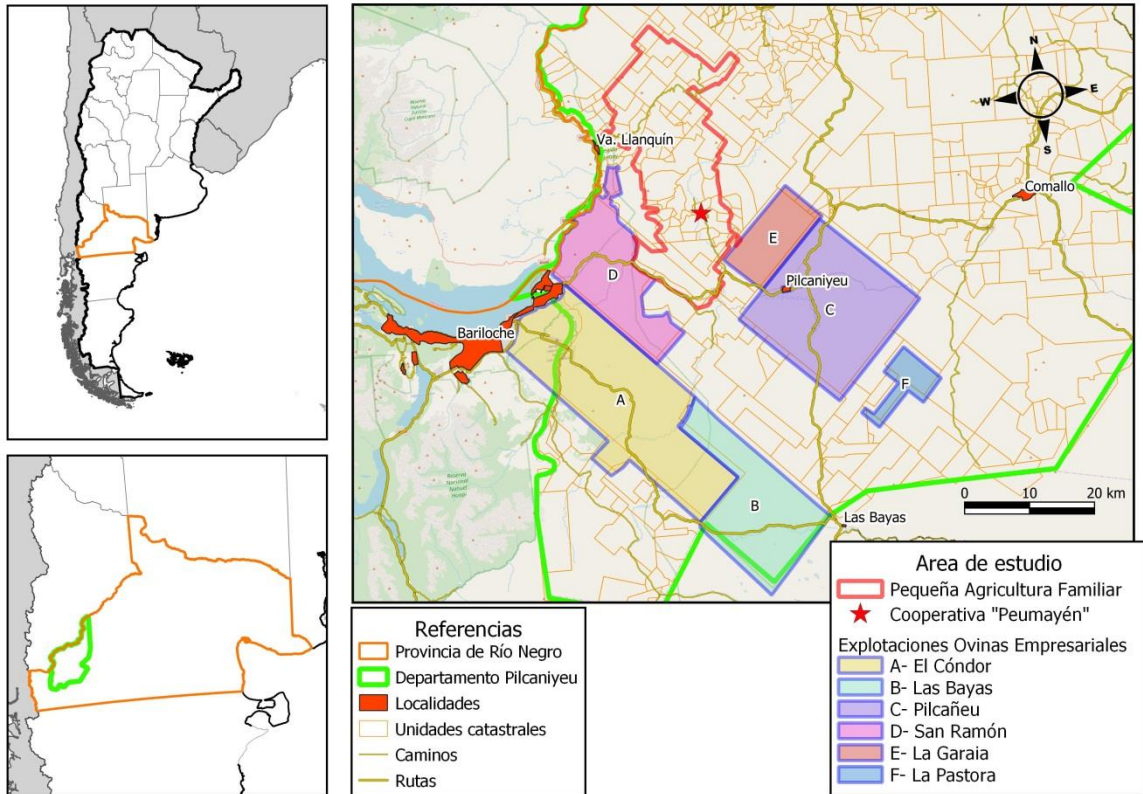
856 ***El área de estudio***

857 El trabajo de campo de la presente tesis se circunscribió a dos zonas (parches, de ahora
858 en más) del DP, una dominada por la PAF y otra dominada por EOE (Figura 2). Para la
859 selección de ambos parches se tuvieron en cuenta criterios de conveniencia (i.e. la selección
860 de las unidades muestrales no fue realizada de forma aleatoria). En el sitio PAF se aplicaron

861 2 criterios: (i) la presencia de un técnico de extensión de INTA como facilitador del trabajo
862 en la comunidad y (ii) la presencia de una cooperativa de pequeños productores
863 consolidada en la zona. Para la selección de las EOE se tuvo en cuenta la predisposición
864 por parte de propietarios y/o administradores a permitir el acceso y permanencia en los
865 establecimientos. También se priorizaron EOE que contaran con antecedentes de
866 estimaciones de incidencia de la depredación en la mortalidad ovina perinatal (Olaechea *et*
867 *al.*, 1981; Bellati, 1984).

868 El parche de PAF quedó delimitado por el área de drenaje de la cuenca media-baja del
869 río Pichi Leufú, abarcando el paraje Pichi Leufú Abajo (Figura 2). El área delimitada tiene
870 una superficie total de 507,9 km² y quedó conformada por 54 unidades catastrales (*i.e.*
871 propiedades privadas y tierras fiscales) con una superficie promedio de $8,7 \pm 9,1$ km²
872 (rango: 0,3 – 49,2 km²). En 1998 se constituyó la Coopetariva Agropecuaria de Consumo
873 Paumayén, que nuclea a la mayoría de la PAF de la zona y está integrada por unas 38
874 familias.

875 Para el caso de las EOE se seleccionaron seis estancias: El Cóndor, La Garaia, La
876 Pastora, Las Bayas, Pilcañeu y San Ramón (Tabla 1). En conjunto totalizan 1.584,0 km² de
877 superficie (Tabla 1). Las estancias El Cóndor, Pilcañeu y San Ramón cuentan con
878 antecedentes respecto a estudios de mortalidad ovina perinatal ejecutadas desde 1979 a
879 1986 (Bellati & Von Thungen, 1990).



880

881

882

883

Figura 2: Distribución de las unidades catastrales del Departamento Pilcaniyeu y ubicación de las Explotaciones Ovinas Empresariales y del parche de Pequeña Agricultura Familiar delimitada como parte del área de estudio (Fuentes: IGN, OSMF y Laboratorio de Teledetección INTA-EEA Bariloche).

884

885

886

887

888

889

El área seleccionada para el estudio tiene una superficie total de 2.091,9 km², equivalente al 19,2 % del DP. Los pastizales subandinos y las sierras y mesetas occidentales son las regiones ecológicas predominantes, representando un 63,1 % y un 34,2 % del área, respectivamente (Tabla 1). Tanto la superficie de mallines como la rugosidad de relieve difieren marcadamente entre las EOE y el parche de PAF, siendo representativo de la situación marginal en la que se practica la ganadería de subsistencia en la región.

890

891

892

893

894 **Tabla 1:** Detalle de la superficie de las Explotaciones Ovinas Empresariales y del parche de Pequeña
 895 Agricultura Familiar, la representatividad de las áreas ecológicas y de mallines en términos de porcentaje de
 896 la superficie, e irregularidad del relieve según el índice de rugosidad del terreno (TRI -Riley, DeGloria, &
 897 Elliot 1999-).

Parche	Sitio	Superficie (km ²)	Áreas ecológicas			Porcentaje de mallín	TRI
			Cordillera	Pastizales Subandinos	Sierras y Mesetas		
EOE	El Cóndor	509,06	1,68	98,41	-	13,63	3,92
	La Garaia	110,42	-	36,13	63,94	14,01	6,34
	La Pastora	51,84	-	-	100,00	16,88	12,40
	Las Bayas	280,16	-	45,69	54,37	17,52	4,24
	Pilcañeu	396,10	-	-	100,00	19,41	4,32
	San Ramón	236,41	-	100,00	-	8,61	6,33
PAF	PAF	507,90	-	95,09	4,91	3,58	8,16

898 La ganadería extensiva es el régimen de uso de suelo dominante del área de estudio. Sin
 899 embargo esta área se encuentra dentro en un radio de 49,2 km del Parque Nacional Nahuel
 900 Huapi (PNNH), área protegida que podría favorecer la persistencia de poblaciones de puma
 901 en la región (Bellati & von Thungen 1990; Walker & Novaro 2010) y ser una fuente de
 902 dispersantes en la metapoblación de zorros colorados hacia las zonas rurales adyacentes
 903 (Andrés J Novaro, Funes & Walker, 2005). Asimismo la presencia de centros urbanos
 904 (Bariloche, Dina Huapi y Pilcaniyeu) y parajes (Las Bayas, Villa Llanquín y Pichi Leufú
 905 Abajo), podría generar conflictos interpersonales o intersectoriales debido a la depredación
 906 por perros domésticos.

907 ***Objetivo general***

908 El objetivo general de esta tesis es determinar qué factores socio-culturales y
 909 ambientales influyen en los niveles de daño por carnívoros y en las conductas de los
 910 productores ganaderos frente a las pérdidas por depredación.

911 ***Estructura de la tesis***

912 En esta tesis se integran aspectos asociados a los impactos recíprocos entre ganado y
 913 carnívoros nativos (interacción ganado-herbívoros silvestres-carnívoros) con las conductas
 914 que adoptan los pobladores rurales frente a la depredación (dimensión humana). En la
 915 Introducción general se presentaron el encuadre teórico y las características socio-
 916 ambientales del área de estudio. En los Capítulos I a III se abordan los impactos de la

917 ganadería y disturbios asociados a la presencia humana sobre (i) la base de presas
918 silvestres, (ii) la dieta y (iii) los patrones de ocupación de pumas y zorros colorados. En el
919 Capítulo IV se explora el impacto de dichos depredadores sobre la mortalidad ovina en
920 sistemas de producción extensiva. En los Capítulos V y VI indagan en las dimensiones
921 humanas de la interacción carnívoros-ganadería. Finalmente, se presenta un apartado de
922 discusión general en el que se integra la información generada y se establecen pautas para
923 mejorar la sustentabilidad de los sistemas ganaderos del DP y la conservación del ensamble
924 de especies nativas estudiado.

925

926

927

928

929

930

931

932

933

934

935

936

937

938

939

940

941

942 ***Capítulo I: Base de presas silvestres para los carnívoros en***
943 ***socio-ecosistemas dominados por diferentes tipologías agrarias.***

944 ***Introducción***

945 La disponibilidad de presas es un factor determinante en los aspectos numéricos y
946 comportamentales de los carnívoros. La densidad de carnívoros está positivamente
947 correlacionada con la biomasa de presas que ofrece el ambiente (ambientes con mayor
948 productividad de herbívoros soportan mayores densidades de carnívoros; Carbone &
949 Gittleman 2002). Cuando la disponibilidad de una presa disminuye, los depredadores
950 pueden permutar por otros ítems tróficos (Loveridge *et al.*, 2010) o bien, migrar en busca
951 de parches más productivos (Brown, Laundre & Gurung, 1999).

952 La disponibilidad de presas silvestres influye en la incidencia de la depredación sobre el
953 ganado (Polisar *et al.*, 2003; Khorozyan *et al.*, 2015). Gran parte de la información sobre
954 las interacciones carnívoros-ganado-presas silvestres proviene de contextos de áreas
955 protegidas y sus límites, donde las poblaciones de presas presentan usualmente un buen
956 estado de conservación y las densidades de herbívoros domésticos son inferiores que en
957 sitios dominados por la ganadería (Linnell *et al.* 1999; Hemson 2003; Khorozyan *et al.*,
958 2015). En contextos donde predomina el ganado, los carnívoros pueden incrementar su
959 dependencia hacia dichos herbívoros (Linnell *et al.*, 1999; Loveridge *et al.*, 2010;
960 Khorozyan *et al.* 2015).

961 La interacción herbívoros silvestres-ganado-humanos está influenciada por el contexto
962 socio-ambiental, lo que dificulta predecir las respuestas de los herbívoros silvestres a los
963 disturbios antrópicos (Blaum, Rossmanith & Jeltsch, 2006; Riginos *et al.*, 2012; Charles *et*
964 *al.*, 2017; Young *et al.*, 2018; Miller & Schmitz, 2019). Por lo general, se asocia
965 inequívocamente a la ganadería con disturbios, como el sobrepastoreo, y a la presencia
966 humana, con la sobre-explotación de los herbívoros silvestres (Ordiz, Bischof & Swenson,
967 2013; Dirzo *et al.*, 2014). Consecuentemente es esperable una menor disponibilidad de
968 presas silvestres en zonas rurales más densamente pobladas. Sin embargo el pastoreo por
969 ganado favorece a herbívoros silvestres con preferencias por hábitats abiertos (Tabeni &
970 Ojeda, 2003; Riginos *et al.*, 2012; Young *et al.*, 2018) e, incluso, algunos herbívoros

971 silvestres manifiestan preferencia por sitios con mayor densidad humana para evadir el
972 riesgo de depredación por carnívoros silvestres (Muhly *et al.*, 2011; Ordiz, Bischof &
973 Swenson, 2013; Miller & Schmitz, 2019). Las particularidades de la biología de cada
974 especie influyen en su vulnerabilidad frente a las presiones antrópicas y a los factores
975 ambientales asociados a cada socio-ecosistema (Blaum *et al.*, 2007; Blaum *et al.*, 2007b;
976 Young *et al.*, 2018).

977 La introducción de herbívoros exóticos y la caza inducen cambios sustanciales en las
978 interacciones entre los carnívoros y sus presas (Ordiz, Bischof & Swenson, 2013; Miller &
979 Schmitz, 2019). En la Norpatagonia, los herbívoros introducidos, tanto domésticos como
980 silvestres, llegan a representar el 94 % de la biomasa disponible de presas (Novaro, Funes
981 & Walker, 2000; Novaro & Walker, 2005). Ante este escenario, los herbívoros introducidos
982 pueden tomar el rol de presas principales de pumas y zorros colorados (Novaro, Funes &
983 Walker, 2000). Sin embargo, en las zonas donde la base de presas nativas se encuentra
984 mejor conservada, dichos ítems continúan siendo importantes en las dietas de los grandes
985 carnívoros nativos, como fue corroborado en estudios realizados en áreas protegidas de la
986 Norpatagonia (Palacios *et al.*, 2012; Gelin *et al.*, 2017) e incluso en sistemas ganaderos de
987 Chubut y Santa Cruz (Zanón Martínez *et al.*, 2012; Llanos & Travaini 2020).

988 Evaluar la disponibilidad de presas puede aportar información a fin de promover la co-
989 existencia entre humanos, el ganado, los herbívoros nativos y los carnívoros, bajo
990 diferentes regímenes de uso del suelo (Khorozyan *et al.*, 2015). El objetivo de este capítulo
991 fue evaluar la base de presas para pumas y zorros colorados en el DP, considerando tanto
992 especies nativas como exóticas y domésticas, y determinar la influencia de factores
993 sociales, productivos y ambientales que afectan la disponibilidad de presas silvestres en los
994 socio-ecosistemas bajo estudio.

995 ***Materiales y métodos***

996 Las especies presa estudiadas fueron seleccionadas teniendo en cuenta la bibliografía
997 sobre los hábitos tróficos de puma y zorro colorado en la Norpatagonia (Novaro, Funes &
998 Walker, 2000; Novaro, Funes & Jiménez, 2004; Palacios, Walker & Novaro, 2012). Se
999 priorizaron aquellos ítems presa que hicieran aportes sustanciales a la dieta de ambos

1000 carnívoros. Se evaluó la densidad de cada ítem de forma estacional, iniciando en el periodo
1001 estival de 2016-2017 y finalizando en el periodo invernal de 2018. En el caso de los tuco-
1002 tucos (*Ctenomys* spp.), debido a restricciones metodológicas y logísticas, sólo se evaluó la
1003 abundancia relativa a partir del conteo de signos indirectos de presencia (montículos de
1004 tierra de sistemas de cuevas activas). Por las mismas restricciones, no se estudiaron las
1005 disponibilidades de chinchillones patagónicos (*Lagidium moreni*), peludos (*Chaetophractus*
1006 *villosus*) y piches (*Zaedyus pichiy*). A continuación se detallan los aspectos metodológicos
1007 y analíticos empleados según cada ítem presa:

1008 *Micromamíferos*

1009 Se establecieron 16 grillas de Captura-Marcado-Recaptura (CMR, de ahora en más) de 6
1010 x 6 trampas de captura viva para micromamíferos terrestres, tipo Sherman, con una
1011 separación de 10 m entre trampas. Las grillas fueron dispuestas en sitios que no presentaran
1012 signos de sobrepastoreo o un recurrente tránsito de ganado. Los dispositivos fueron cebados
1013 con una mezcla de grasa vacuna, avena y esencia de vainilla. Las trampas permanecieron
1014 activas durante cinco noches consecutivas y fueron monitoreadas diariamente por la
1015 mañana. Cuatro grillas se instalaron en el parche de PAF y las doce restantes en las EOE
1016 (dos grillas en cada establecimiento; Figura 3). Las grillas del parche de PAF no pudieron
1017 instalarse durante el periodo invernal, debido a que los caminos de la zona son
1018 intransitables en gran parte del invierno. En total se empleó un esfuerzo de captura de 7.920
1019 trampas-noche (6.480 trampas-noche en las EOE y 1.440 trampas-noche en el parche de
1020 PAF). Los ejemplares capturados se pesaron y discriminaron a nivel de especie, excepto los
1021 individuos de *Eligmodontia* spp. cuyas especies no pudieron discriminarse a campo (*E.*
1022 *typus* y *E. morgani*; Chebez, Pardiñas & Teta, 2014). Para la identificación individual se
1023 emplearon marcas naturales permanentes (i.e. heridas en orejas) y, en caso de carecerlas, se
1024 practicaron marcas de similares dimensiones en los pabellones auriculares.

1025

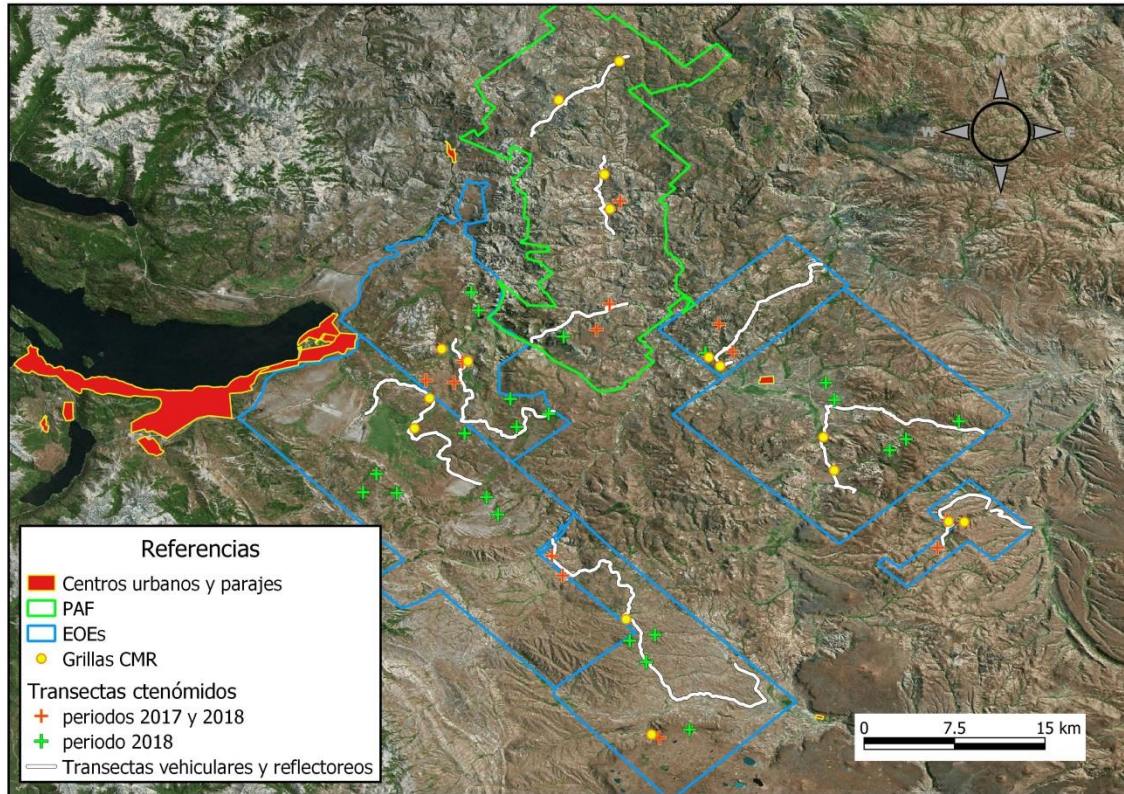


Figura 3: Distribución de las grillas de Captura Marcado Recaptura (CMR), transectas de actividad de ctenómidos, transectas vehiculares y reflectores.

1026
1027
1028

1029 El bajo número de capturas impidió obtener estimaciones de abundancia de cada
1030 especie, debiéndose agrupar las historias de captura bajo una única categoría
1031 (micromamíferos). Los historiales de captura fueron analizados en R ver. 3.6.3 (R Core
1032 Team, 2020), implementando el paquete *RMark* ver. 2.2.7 (Laake *et al.*, 2019) y siguiendo
1033 los procedimientos sugeridos por Conroy & Carroll (2009) y Laake & Rexstad (2007).
1034 *RMark* estima las abundancias a partir de la máxima verosimilitud condicionada a los
1035 parámetros c (probabilidad de captura) y p (probabilidad de recaptura). Dichos parámetros
1036 varían como resultado de factores intrínsecos (especie, sexo, estado reproductivo,
1037 respuestas comportamentales ante la captura) y extrínsecos a los individuos (diferencias
1038 entre sitios, grado de exposición a las trampas). Se corrieron modelos de CMR para
1039 poblaciones cerradas que asumen diferentes patrones de variación en c y p : M_0 modelo nulo
1040 (c y p iguales y constantes a lo largo de las ocasiones de trampeo), M_t modelo con efecto
1041 temporal (c y p varían a lo largo de las ocasiones de trampeo), M_b modelo de respuesta
1042 comportamental (el valor de p está condicionado por c), M_h modelo de heterogeneidad

1043 individual (c y p varían debido a diferentes grados de exposición de los individuos a las
1044 trampas) y las combinaciones de modelos (i.e. M_{hb} , M_{ht} y M_{hbt}). La selección del modelo se
1045 realizó en base al criterio de información de Akaike (AIC). M_h fue el modelo seleccionado
1046 dado que presentó el menor AIC. En aquellas grillas donde la cantidad de capturas y
1047 recapturas fueron insuficientes para el ajuste del modelo, la abundancia de micromamíferos
1048 se estimó a partir del Mínimo Número de Individuos (MNI) capturados. Para el cálculo de
1049 densidad fue necesario establecer el área efectivamente muestreada por cada grilla. Al
1050 arreglo de trampas, se le agregó un *buffer* que consistió en la mitad del promedio de la
1051 distancia máxima de recaptura (0,013 km), resultando en una superficie efectivamente
1052 muestreada por cada grilla de 0,00757 km². Finalmente la densidad fue calculada
1053 dividiendo el valor de abundancia estimada por la superficie efectivamente muestreada por
1054 la grilla.

1055 La falta de estimaciones de densidad de micromamíferos en el parche de PAF durante el
1056 invierno 2017 impidió estimar el promedio de densidad anual y contrastarlo con la densidad
1057 anual de cada EOE. Por tal motivo, las comparaciones en densidad entre sitios
1058 correspondientes a diferentes tipologías agrarias, sólo pudieron ejecutarse entre las
1059 densidades de micromamíferos estimadas durante los periodos estivales de 2017 y 2018.
1060 Para evaluar los cambios estacionales en la densidad de micromamíferos, se emplearon
1061 ANOVAs de medidas repetidas y pruebas “ t ” para comparaciones pareadas, empleando el
1062 programa estadístico *R* ver. 3.6.3 (R Core Team, 2020) e implementando el paquete *ez* ver.
1063 4.4.0 (Lawrence, 2016).

1064 *Ctenomys* spp.

1065 La abundancia relativa de ctenómidos se estimó a través del conteo cuevas activas,
1066 detectadas mediante los montículos de tierra (Puig *et al.*, 1992). Los conteos se ejecutaron
1067 en transectas en forma de cruz, con sus lados orientados a cada uno de los cuatro puntos
1068 cardinales. Cada transecta tuvo una longitud de 200 m (en cada dirección; N-S y E-O) y un
1069 ancho de 12 m (cubriendo una superficie de 0,00467 km²). Para evitar la sobre-estimación,
1070 aquellas bocas activas que estuvieran a menos de 5 m de radio entre sí fueron
1071 contabilizadas como un único registro (Puig *et al.*, 1992; Chebez, Pardiñas & Teta, 2014).
1072 La abundancia relativa fue estimada como el número de cuevas por transecta dividida por la

1073 superficie relevada en cada transecta (0,00467 km²). El centro de las transectas fue
1074 dispuesto en coincidencia a la ubicación de estaciones de foto-trampeo (Capítulo III),
1075 seleccionando aquellas donde la topografía no generara interrupciones en el trayecto (i.e.
1076 ausencia de afloramientos rocosos). En el otoño de 2017 se ejecutaron 13 transectas (tres en
1077 el parche PAF y las restantes en EOE), mientras que en el verano-otoño de 2018 se
1078 incrementó el esfuerzo de muestreo a 36 transectas (cuatro en el parche de PAF y las
1079 restantes en las EOE; Figura 3). Cabe destacar que las poblaciones de ctenómidos alcanzan
1080 sus densidades máximas durante el verano y otoño (Puig *et al.*, 1992), por lo que las
1081 densidades aquí obtenidas pueden considerarse máximos anuales. Para evaluar las
1082 diferencias en abundancia relativa promedio entre las EOE y el parche de PAF se utilizaron
1083 ANOVAs de una vía para cada año, debido al desbalance en el tamaño muestral entre
1084 ambos periodos.

1085 *Ungulados silvestres y aves grandes*

1086 Para estimar las densidades de guanaco, choique, cauquén común (*Chloephaga picta*) y
1087 ciervo colorado, se realizaron conteos mediante transectas vehiculares de diferentes
1088 longitudes y ancho fijo. Tres transectas fueron emplazadas en caminos vecinales del parche
1089 de PAF, asociadas a ubicaciones donde fueron dispuestas las estaciones de foto-trampeo
1090 (capítulo III), en tanto que otras seis transectas fueron implementadas en los caminos
1091 internos de las EOE (Tabla 2, Figura 3). En estos casos, se buscó que los recorridos
1092 tuvieran la mayor representatividad posible de los ambientes de cada establecimiento y que
1093 coincidieran con los recorridos vehiculares implementados para el monitoreo de la
1094 mortalidad ovina (Capítulo IV). Las transectas se repitieron estacionalmente desde el
1095 verano de 2016-2017 al verano de 2017-2018. Limitaciones en la transitabilidad de algunos
1096 caminos internos, principalmente en invierno y primavera, generaron un desbalance en el
1097 número de repeticiones de cada transecta.

1098 Las transectas fueron implementadas bajo la metodología de *Distance Sampling*
1099 (Buckland *et al.*, 2015). Los conteos fueron ejecutados por dos observadores, uno a cada
1100 lado del vehículo, a una velocidad de marcha de entre 10-20 km/h. Ante la detección de
1101 ejemplares o grupos de las especies objetivo, se registró: (i) tamaño y estructura etaria del
1102 grupo, (ii) la distancia focal entre el observador y el objeto o el centro del grupo,

1103 empleando un telémetro láser (BUSHNELL Rangefinder Sport 850), y (iii) el ángulo focal,
 1104 definido por la posición del objeto o grupo respecto de la línea de marcha. A partir de las
 1105 distancias y ángulos focales se calculó la distancia perpendicular entre el observador y
 1106 el/los ejemplar/es (Buckland *et al.*, 2015). El ancho máximo de la faja de observación a
 1107 cada lado de la línea de marcha, quedó definido por la capacidad de medición del
 1108 instrumental (770 m). Dada la dificultad de reconocer las diferencias en tamaño de adultos
 1109 y subadultos para la mayoría de las especies blanco, sólo se discriminaron adultos y
 1110 juveniles (ejemplares menores a un año; Travaini *et al.*, 2015).

1111 **Tabla 2:** Longitud de las transectas vehiculares ejecutadas en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE)
 1112 y el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

Parche	Sitio	Superficie (km ²)	Longitud de las transectas (km)
EOE	El Cóndor	509,06	26,87
	La Garaia	110,42	18,95
	La Pastora	51,84	15,58
	Las Bayas	280,16	42,54
	Pilcañeu	396,10	26,83
	San Ramón	236,41	24,59
PAF			11,02
		507,90	10,09
			13,93

1113

1114 Los registros de cada especie y datos de las transectas fueron procesados empleando el
 1115 paquete *Distance* ver. 1.0.0 (Miller *et al.*, 2016) en *R* ver. 3.6.3 (R Core Team, 2020). Este
 1116 procedimiento genera una función de detección que permite corregir estimaciones de
 1117 abundancia y densidad en especies blanco con detectabilidad imperfecta (Buckland *et al.*,
 1118 2015). Los modelos fueron seleccionados en base a su AIC, y el ajuste del modelo mejor
 1119 *rankeado* fue evaluado empleando la prueba de Cramér-von Mises (Tabla 3; Buckland *et*
 1120 *al.* 2015). La densidad anual de cada especie se estimó a partir de los registros obtenidos
 1121 desde el otoño de 2017 hasta el verano de 2018. Las detecciones registradas durante el
 1122 verano de 2017 se emplearon para ajustar las funciones de detectabilidad, pero fueron
 1123 excluidas de la estimación anual de densidad para evitar la sobreestimación de la misma. El

1124 número de detecciones de cauquenes comunes y choiques fueron insuficientes para estimar
1125 sus densidades estacionales.

1126 *Carroña*

1127 Se registró la presencia de carroña fresca utilizando las mismas transectas y metodología
1128 descripta anteriormente. Sin embargo, el número de detecciones fue insuficiente para
1129 estimar la densidad de carroña disponible. Dada la abundancia de aves carroñeras y
1130 carroñeras facultativas en el área de estudio, las carcasas de ovinos son consumidas por
1131 completo en menos de cuatro horas, quedando sólo remanentes óseos (Ballejo *et al.*, 2016).
1132 Por esto, la detección de carcasas de ovinos se limitó al registro de aquellas donde hubieran
1133 transcurrido menos de 12 horas *postmortem*. Durante todo el estudio se registraron cuatro
1134 carcasas de ovinos, una de guanaco y una de bovino, por lo que este ítem alimenticio no fue
1135 considerado en el análisis. Sin embargo, esto no implica desestimar la relevancia de la
1136 carroña como fuente de alimento para los carnívoros.

1137 *Liebre europea*

1138 Se empleó la misma metodología que la aplicada con los grandes herbívoros silvestres
1139 (*Distance Sampling*). Se ejecutaron las mismas nueve transectas pero durante la noche,
1140 debido a que es el momento en el que la especie presenta el pico de actividad (Caravaggi *et*
1141 *al.*, 2016). Un observador a cada lado del vehículo barrió la faja de observación con un
1142 reflector. El ancho de faja máximo a cada lado de la línea de marcha fue de 35 m. Los
1143 recorridos se realizaron a una velocidad de 10-15 km/h. Ante la detección de ejemplares se
1144 procedió a medir la distancia perpendicular al observador. Las liebres europeas no
1145 presentan comportamiento gregario, pero en zonas de alta productividad, como mallines,
1146 alcanzan altas densidades poblacionales (Novaro *et al.*, 1992) y suelen congregarse en
1147 pocos metros cuadrados. En tales casos, el conjunto de individuos fue registrado como un
1148 grupo, midiéndose la distancia perpendicular desde el centro del mismo, para reducir el
1149 tiempo de medición y evitar la pérdida de registros debido al comportamiento de fuga de
1150 los ejemplares.

1151 Los datos fueron procesados empleando el mismo procedimiento al descripto para
1152 ungulados silvestres y aves grandes. El 29,7 % de las detecciones fueron registradas sobre

1153 la línea de marcha (la distancia perpendicular fue igual a cero). Para poder ajustar las
 1154 curvas y funciones de detectabilidad, se generaron agrupaciones de detecciones cada dos
 1155 metros de la distancia perpendicular de los objetos respecto a la línea de marcha (Buckland
 1156 *et al.*, 2015). Para que la curva de detección tuviera una forma monótonicamente
 1157 decreciente, se truncó el ancho de faja en 30 m (i.e. se eliminaron los registros de objetos
 1158 que estuvieran a una distancia perpendicular mayor a los 30 m; Buckland *et al.* 2015). Se
 1159 replicó el procedimiento de ajuste por máxima verosimilitud y se seleccionó el modelo con
 1160 menor AIC. El ajuste del modelo mejor *rankeado* fue evaluado mediante la prueba de
 1161 bondad de ajuste de χ^2 (Tabla 3; Buckland *et al.* 2015).

1162 **Tabla 3:** Detalle de las funciones de detección ajustadas al número total de detecciones (*K*) de cada especie,
 1163 la probabilidad promedio de detección y el p-valor de las pruebas de ajuste.

Especie	<i>K</i>	Función clave	Término de ajuste	Detectabilidad	
				promedio	p-valor
Cauquén común	36	" <i>Half-normal</i> "		0,183	0,781
Choique	45	" <i>Hazard-rate</i> "	polinomial simple	0,221	0,358
Ciervo colorado	63	" <i>Half-normal</i> "	coseno	0,190	0,907
Guanaco	74	" <i>Hazard-rate</i> "	coseno	0,247	0,989
Liebre europea	532	" <i>Hazard-rate</i> "	polinomial simple	0,105	0,453

1164 *Biomasa disponible de presas*

1165 La biomasa disponible en el parche de PAF y en las EOE, fue estimada para todas las
 1166 especies presa para las que pudieron estimarse sus densidades poblacionales. La biomasa
 1167 disponible fue calculada multiplicando la densidad poblacional por la masa corporal de la
 1168 especie, a partir de la información presente en la bibliografía (Novaro, Funes & Walker,
 1169 2000). En el caso de los micromamíferos, se empleó la masa corporal promedio de todos
 1170 los ejemplares capturados (0,025 kg). Para evitar la sobreestimación, la biomasa fue
 1171 estimada a partir de las densidades anuales de presas silvestres anuales (estimadas
 1172 empleando los registros obtenidos desde el otoño de 2017 a verano de 2018). En los casos
 1173 de guanacos y ciervos colorados, se contemplaron las masas corporales de juveniles y
 1174 adultos, para estimar el aporte de cada grupo etario a la biomasa de dichas especies.

1175 Las densidades de ganado ovino, caprino, vacuno y equino en el área de estudio fueron
 1176 obtenidas a partir de entrevistas (Capítulo V). Los administradores de todas las EOE fueron
 1177 consultados sobre las existencias ganaderas del periodo 2017-2018. Para el caso del parche

1178 de PAF, se usó como aproximación la carga ganadera por especie (número de cabezas de
1179 cada especie / superficie del establecimiento) declarada por 11 productores residentes del
1180 parche. Dichos casos fueron seleccionados por la proximidad de sus establecimientos a las
1181 estaciones de cámaras trampa y a los caminos vecinales empleados para la ejecución de las
1182 transectas vehiculares. Para evitar la sobreestimación de biomasa disponible de vacunos y
1183 equinos, sólo se contemplaron en el cálculo las densidades de categorías juveniles (terneros
1184 y potrillos) menores a 150 kg (Murphy & Ruth, 2010). Asimismo, el aporte de cada
1185 categoría ovina y caprina, se estimó multiplicando la cantidad de cabezas de cada categoría
1186 por su peso corporal promedio (Siffredi *et al.*, 2015).

1187 *Efecto de variables socio-ambientales sobre la disponibilidad de presas silvestres*

1188 La biomasa estacional de presas silvestres se empleó para evaluar la influencia de
1189 factores socio-ambientales sobre la disponibilidad de presas silvestres. Para ello, se modeló
1190 la respuesta de la biomasa estacional a diferentes combinaciones de variables predictivas
1191 candidatas, implementando modelos lineales mixtos (Zuur *et al.*, 2009). Se definieron siete
1192 variables socio-ambientales que fueron obtenidas mediante GIS (Tabla 4), implementado
1193 en el programa *QGIS* ver. 3.8.0 (QGIS Development Team, 2017), y mediante entrevistas
1194 (carga ganadera; ver Capítulo V). La variable de relieve fue estimada procesando Modelos
1195 Digitales de Elevación (DEM), empleando el procedimiento de estadísticas ráster de Índice
1196 de Irregularidad del Terreno (TRI; Riley, DeGloria & Elliot, 1999) para los polígonos de
1197 cada EOE y el parche de PAF. La productividad primaria se estimó procesando imágenes
1198 MODIS de los periodos estacionales estudiados y calculando el promedio del Índice
1199 Normalizado de Vegetación (NDVI) de los polígonos de cada EOE y el parche de PAF
1200 (Caruso *et al.*, 2015).

1201

1202

1203

1204

1205 **Tabla 4:** Detalle de las variables socio-ambientales candidatas empleadas para modelar la respuesta de la
 1206 biomasa de presas silvestres estimada en el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF) y en cada una de
 1207 las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE).

Variable	Descripción	Metodología
Superficie (<i>sup</i>)	Área en km ² del sitio de PAF y de cada EOE.	GIS
Porcentaje de Mallín (<i>pmall</i>)	Proporción de la superficie de mallín en relación a la superficie total del sitio PAF y de cada EOE.	GIS
Densidad de puestos (<i>dens_pstos</i>)	Número de viviendas familiares y puestos en relación a la superficie total del sitio PAF y de cada EOE	GIS
Índice Normalizado de Vegetación (<i>ndvi</i>)	Promedio estacional de NDVI de los polígonos del sitio PAF y de cada EOE.	GIS
Índice de Rugosidad del Terreno (<i>tri</i>)	Promedio del TRI de los polígonos del sitio PAF y de cada EOE.	GIS
Distancia a Centro Urbano (<i>dist_cu</i>)	Distancia (en km) entre el centroide del sitio de PAF y cada EOE, respecto del borde del centro urbano más próximo.	GIS
Carga Ganadera (<i>cganad</i>)	Carga ganadera (en Equivalencias Ovinas) en relación a la superficie del sitio PAF y de cada EOE.	Entrevistas

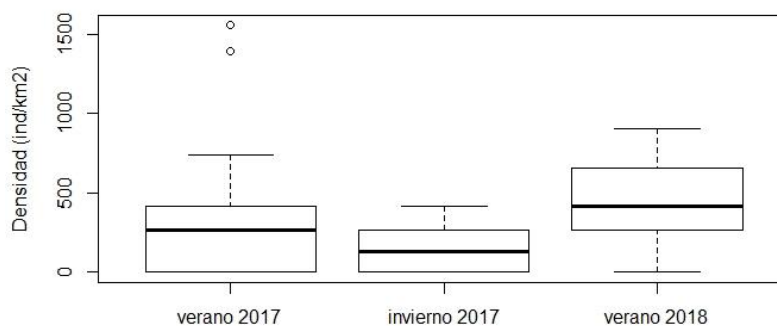
1208 En los modelos se incorporó a los sitios (el parche PAF y cada una de las EOE) como
 1209 factores aleatorios. De esta forma los modelos contemplaron la estructura anidada de los
 1210 datos y la correlación temporal entre los valores de las variables predictivas observadas en
 1211 un mismo sitio (mediciones repetidas; Zuur *et al.*, 2009). Además de la biomasa total de
 1212 herbívoros silvestres (BTHS), se modeló la respuesta de la biomasa de grandes herbívoros
 1213 silvestres (BGHS; guanaco, ciervo colorado, choique y cauquén común) y de herbívoros
 1214 pequeños (BPHS; liebre europea y micromamíferos). Se modelaron regresiones que
 1215 asumieran diferente influencia de las variables predictivas sobre el intercepto y la pendiente
 1216 de la regresión. Se emplearon procedimientos de interceptos aleatorios e interceptos y
 1217 pendientes aleatorias (Zuur *et al.*, 2009). Los modelos de interceptos aleatorios asumen que
 1218 las curvas de regresión de todas las unidades muestrales presentan la misma pendiente,
 1219 mientras sus interceptos varían bajo una distribución normal (Zuur *et al.*, 2009). Los
 1220 modelos de interceptos y pendientes aleatorias asumen que ambos parámetros varían en
 1221 cada unidad muestral, incorporando un término de interacción entre las variables
 1222 predictoras y las unidades muestrales, cuya variación, también se asume normalmente
 1223 distribuida (Zuur *et al.*, 2009). Se evaluó el ajuste de diez modelos, un modelo lineal simple
 1224 y nueve modelos lineales mixtos jerárquicos. En todos los casos se analizó el cumplimiento
 1225 del supuesto de normalidad empleando la prueba de Shapiro-Wilk. Los residuos de los
 1226 modelos de BGHS no cumplieron con el supuesto de distribución normal. En dicho caso los

1227 datos fueron ajustados bajo modelos de distribución gamma, implementando modelos
1228 lineales generalizados. La selección de los modelos se realizó en base al Criterio de
1229 Información Bayesiana (BIC) y se seleccionó el modelo con menor BIC. En base al modelo
1230 seleccionado, se implementaron pruebas de comparaciones múltiples de Tukey, para
1231 evaluar las diferencias en biomasa disponible entre sitios y estaciones. Todo el
1232 procedimiento fue ejecutado empleando los paquetes *lme4* (Bates *et al.*, 2015), *nlme*
1233 (Pinheiro *et al.*, 2020) y *multcomp* (Hothorn, Bretz & Westfall, 2008) en R ver. 3.6.3 (R
1234 Core Team, 2020).

1235 **Resultados**

1236 *Micromamíferos*

1237 En total se capturaron 102 ejemplares de micromamíferos, en su mayoría roedores de la
1238 familia Cricetidae y sólo un ejemplar del Orden Didelphimorphia familia Didilphidae. Las
1239 especies registradas, ordenadas decrecientemente en frecuencia de captura, fueron:
1240 *Abrothrix hirta* (n= 24), *A. olivacea* (n= 20), *Calomys musculus* (n= 17), *Akodon*
1241 *iniscatus* (n= 10), *Eligmodontia* spp (n= 10), *Reithrodon auritus* (n= 7), *Euneomys*
1242 *chinchilloides* (n= 6), *Loxodontomys micropus* (n= 4), *Phyllotis xanthopygus* (n= 2),
1243 *Paynomys macronyx* (n= 1) y *Thylamys pallidior* (n= 1).



1244 **Figura 4:** Variación de la densidad estacional de micromamíferos en el área de estudio. Se presentan los
1245 valores de densidad de micromamíferos comprendidos entre el segundo y tercer cuartil (caja), el valor de la
1246 mediana (línea horizontal en el interior de la caja), los valores correspondientes al primer y cuarto cuartil
1247 (bigotes), y los datos atípicos (puntos).
1248

1249 La densidad de micromamíferos mostró una amplia variación estacional (Figura 4).
1250 Durante el verano de 2017 la densidad promedio fue de $364,4 \pm 480,3$ individuos/km²
1251 (rango: 0,0-1553,6 individuos/km²; n=16). Para el invierno del mismo año la densidad

1252 disminuyó, registrándose un promedio de $156,8 \pm 152,1$ individuos/km² (rango: 0,0-412,4
 1253 individuos/km²; n=12). En el verano de 2018 la densidad de micromamíferos volvió a
 1254 incrementarse, alcanzando $437,3 \pm 279,9$ individuos/km² (rango: 0,0-902,9 individuos/km²;
 1255 n=16). La estacionalidad ($F= 4,780$; $gl= 12$; $p= 0,030$) y los establecimientos ($F= 5,873$;
 1256 $gl= 6$; $p= 0,027$), influyeron significativamente en las densidades registradas en las EOE
 1257 (Tabla 5), mientras que las densidades estivales de los años 2017 y 2018, no fueron
 1258 significativamente diferentes entre el parche PAF y las EOE ($F= 1,767$; $gl= 6$; $p= 0,213$;
 1259 Tabla, ANEXO 1).

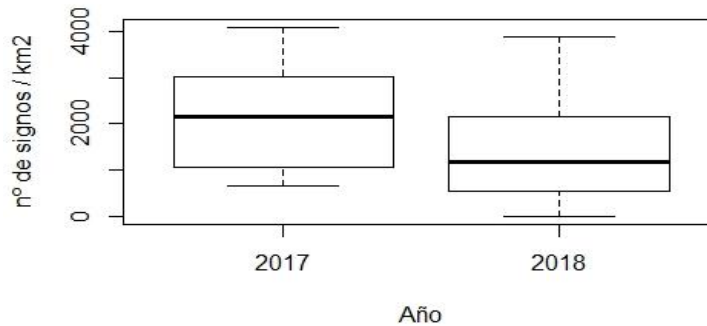
1260 **Tabla 5:** Promedio estacional de las abundancias y densidades de micromamíferos, con sus respectivos
 1261 desvíos estándar (SD), en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y el parche de Pequeña Agricultura
 1262 Familiar (PAF). Los superíndices en la columna de densidad, indican los pares de contrastes donde las
 1263 densidades fueron significativamente diferentes según la prueba t ($p < 0,05$).

Parche	Sitio	Estación	n	Abundancia \pm SD	Densidad \pm SD Ind/km ²
EOE	El Cóndor	Verano 2017	2	7,44 \pm 6,11	982,97 \pm 806,94 ^{A,B,C}
		Invierno 2017	2	2,06 \pm 1,50	272,24 \pm 198,18
		Verano 2018	2	4,98 \pm 2,63	657,61 \pm 346,82
	Las Bayas	Verano 2017	2	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00 ^A
		Invierno 2017	2	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00 ^D
		Verano 2018	2	2,00 \pm 0,00	264,20 \pm 0,00
	La Garaia	Verano 2017	2	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00 ^B
		Invierno 2017	2	2,56 \pm 0,79	338,29 \pm 104,77 ^D
		Verano 2018	2	2,06 \pm 1,50	272,24 \pm 198,18
	La Pastora	Verano 2017	2	2,56 \pm 0,79	338,29 \pm 104,77
		Invierno 2017	2	0,50 \pm 0,71	66,05 \pm 93,41
		Verano 2018	2	4,36 \pm 1,75	576,08 \pm 231,52
	Pilcañeu	Verano 2017	2	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00 ^C
		Invierno 2017	2	0,50 \pm 0,71	66,05 \pm 93,41
		Verano 2018	2	3,74 \pm 0,88	494,38 \pm 115,98
	San Ramón	Verano 2017	2	2,00 \pm 0,00	264,20 \pm 0,00
		Invierno 2017	2	1,50 \pm 0,70	198,15 \pm 93,40
		Verano 2018	2	4,98 \pm 2,63	657,61 \pm 346,82
PAF	Verano 2017	4	5,03 \pm 4,04	664,80 \pm 533,53	
	Verano 2018	4	2,18 \pm 2,71	288,04 \pm 358,46	

1264 *Ctenomys*

1265 Durante el periodo 2017, la abundancia relativa media de ctenómidos fue de $2065,2 \pm$
 1266 $1072,2$ signos/km² (rango: 644,3-4080,8 signos/km²; n=13) mientras que en 2018 fue de

1267 1402,0 ± 963,9 signos/km² (rango: 0,00-3866,0 signos/km²; n=36; Figura 5). Aunque la
 1268 abundancia relativa de ctenómidos fue variable (Tabla 6) no se detectaron diferencias
 1269 significativas entre las EOE y el parche de PAF, tanto para el periodo 2017 ($F= 2,964$; $gl=$
 1270 4 ; $p= 0,089$) como para el periodo 2018 ($F= 1,965$; $gl= 6$; $p= 0,104$).



1271 **Figura 5:** Abundancia relativa total de ctenómidos durante los periodos 2017 y 2018. Se presentan los valores
 1272 de abundancia relativa de ctenómidos comprendidos entre el segundo y tercer cuartil (caja), el valor de la
 1273 mediana (línea horizontal en el interior de la caja), y los valores correspondientes al primer y cuarto cuartil
 1274 (bigotes).
 1275

1276 **Tabla 6:** Abundancia relativa promedio de ctenómidos con sus respectivos desvíos estándar (SD), en las
 1277 Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF) durante los
 1278 periodos 2017 y 2018.

Parche	Sitio	Año	n	Abundancia relativa nº de signos/km ² ± SD
EOE	El Cóndor	2017	-	-
		2018	7	1442,07 ± 883,06
	La Garaia	2017	2	2792,10 ± 303,74
		2018	3	2577,32 ± 1288,66
	La Pastora	2017	2	751,72 ± 151,87
		2018	2	966,50 ± 151,87
	Las Bayas	2017	3	1646,62 ± 1182,90
		2018	7	951,15 ± 848,82
	Pilcañeu	2017	-	-
		2018	5	1331,62 ± 750,18
San Ramón	2017	3	3078,47 ± 968,48	
	2018	8	1825,60 ± 1007,39	
PAF	2017	3	1861,40 ± 620,01	
	2018	4	698,02 ± 687,62	

1279

1280

1281 *Ungulados silvestres y aves grandes*

1282 Las densidades de la mayoría de las especies estudiadas, a excepción del cauquén
 1283 común, se distribuyeron heterogéneamente en el área de estudio (Tabla 7). La diferencia
 1284 más notoria se evidenció en el parche de PAF, donde no se registraron guanacos, ciervos
 1285 colorados ni choiques. Las abundancias absolutas estimadas por los modelos para toda el
 1286 área de estudio fueron: $355,1 \pm 120,0$ guanacos (IC 95%: 169,2 – 745,3); $343,9 \pm 137,0$
 1287 cauquenes comunes (IC 95%: 132,2 – 894,5); $247,4 \pm 55,8$ ciervos colorados (IC 95%:
 1288 151,8 – 403,1); $191,1 \pm 84,4$ choiques (IC 95%: 66,3 – 551,4).

1289 **Tabla 7:** Densidad anual (otoño de 2017 a verano de 2018) de ungulados silvestres y aves con sus respectivos
 1290 errores estándar (EE), en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y el parche de Pequeña Agricultura
 1291 Familiar (PAF).

Sito	Sitio	Guanaco (individuos/km ² ± EE)		Ciervo colorado (individuos/km ² ± EE)		Choique (individuos/km ² ± EE)	Cauquén común (individuos/km ² ± EE)
		Adultos	Juveniles	Adultos	Juveniles		
EOE	El Cóndor	---	---	0,213 ± 0,082	0,076 ± 0,034	---	0,134 ± 0,058
	La Garaia	---	---	0,026 ± 0,026	---	0,030 ± 0,030	0,049 ± 0,050
	La Pastora	0,378 ± 0,171	0,129 ± 0,102	---	---	0,225 ± 0,107	0,322 ± 0,165
	Las Bayas	---	---	0,181 ± 0,066	0,068 ± 0,043	0,038 ± 0,039	0,107 ± 0,055
	Pilcañeu	0,849 ± 0,296	0,159 ± 0,110	0,018 ± 0,018	0,015 ± 0,016	0,404 ± 0,203	0,338 ± 0,298
	San Ramón	---	---	0,326 ± 0,064	0,132 ± 0,048	0,022 ± 0,022	0,326 ± 0,195
PAF		---	---	---	---	---	0,027 ± 0,027
TOTAL		0,169 ± 0,0570	0,033 ± 0,023	0,117 ± 0,026	0,045 ± 0,014	0,091 ± 0,040	0,163 ± 0,065

1292 *"--" indica ausencia de detecciones de la especie.

1293 *Guanaco*. Los registros de la especie estuvieron asociados a paisajes de Sierras y
 1294 Mesetas Occidentales, concentrándose principalmente en las estancias Pilcañeu y La
 1295 Pastora. Las mayores densidades se registraron en verano, tanto en 2017 ($0,55 \pm 0,48$
 1296 individuos/km²) como en 2018 ($0,34 \pm 0,21$ individuos/km²), y alcanzaron su valor mínimo
 1297 en primavera ($0,07 \pm 0,02$ individuos/km²; Tabla 8; Figura 6).

1298

1299

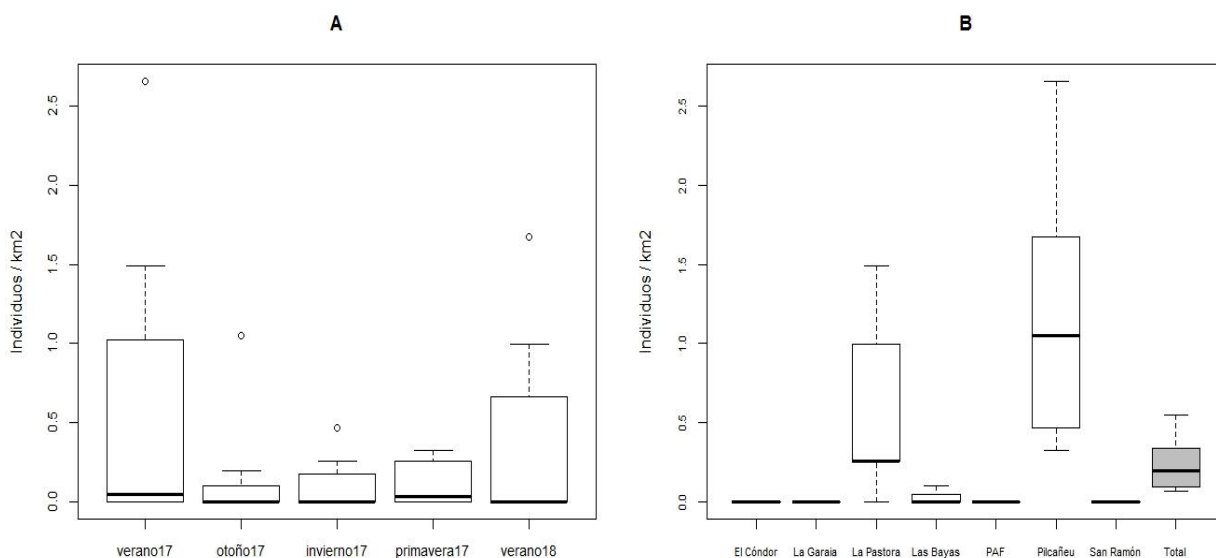
1300

1301

1302 **Tabla 8:** Densidades estacionales de guanaco (individuos / km²), con sus respectivos errores estándar (EE),
 1303 estimadas desde el verano de 2017 al verano de 2018 en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y el
 1304 parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

Parche	Sitio	Verano 2017	Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2017	Verano 2018
EOE	El Cóndor	---	---	---	NA	---
	La Garaia	---	---	---	---	---
	La Pastora	1,490 ± 1,721	---	0,259 ± 0,293	0,258 ± 0,215	0,996 ± 0,754
	Las Bayas	0,099 ± 0,085	---	NA	---	---
	Pilcañeu	2,658 ± 2,303	1,047 ± 0,469	0,465 ± 0,246	0,324 ± 0,108	1,672 ± 1,041
	San Ramón	---	---	---	---	---
PAF	---	---	---	NA	---	
TOTAL		0,550 ± 0,477	0,196 ± 0,088	0,094 ± 0,050	0,067 ± 0,023	0,338 ± 0,211

1305 *"--" indica ausencia de detecciones de la especie; "NA" refieren a transectas que no pudieron
 1306 ejecutarse.



1307

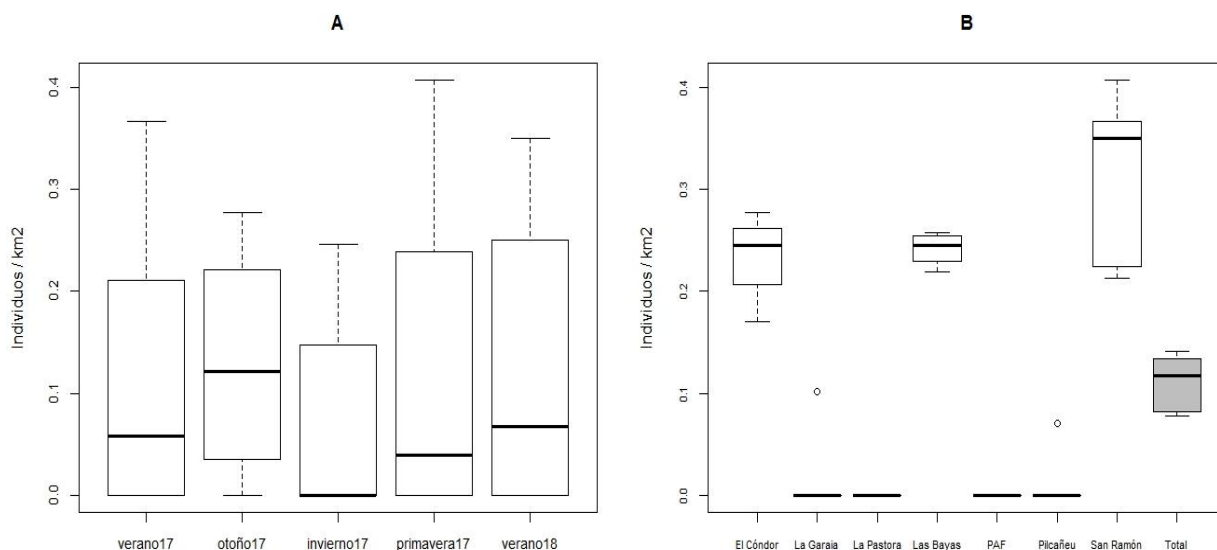
1308 **Figura 6:** (A) Variación de la densidad estacional de guanaco en el área de estudio, desde el verano de 2017
 1309 al verano de 2018. (B) Variabilidad de la densidad de guanaco en las Explotaciones Ovinas Empresariales y el
 1310 parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF) respecto a la densidad total para todo el periodo estudiado. Se
 1311 presentan los valores de densidad de guanacos comprendidos entre el segundo y tercer cuartil (caja), el valor
 1312 de la mediana (línea horizontal en el interior de la caja), y los valores correspondientes al primer y cuarto
 1313 cuartil (bigotes), y valores atípicos (puntos).

1314 *Ciervo colorado.* A excepción del parche de PAF y la estancia La Pastora, la especie fue
 1315 registrada en todas las EOE. La mayoría de las detecciones se registraron en ambientes de
 1316 precordillera, principalmente en las estancias San Ramón, Las Bayas y El Cóndor. Las
 1317 densidades máximas se registraron en el otoño de 2017 ($0,14 \pm 0,03$ individuos/km²) y en el
 1318 verano de 2018 ($0,13 \pm 0,03$ individuos/km²) y alcanzaron su densidad mínima en
 1319 primavera de 2017 ($0,08 \pm 0,02$ individuos/km²; Tabla 9; Figura 7).

1320 **Tabla 9:** Densidades estacionales de ciervo colorado (individuos / km²), con sus respectivos errores estándar
 1321 (EE), estimadas desde el verano de 2017 al verano de 2018 en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE)
 1322 y el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

Parche	Sitio	Verano 2017	Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2017	Verano 2018
EOE	El Cóndor	0,170 ± 0,034	0,277 ± 0,049	0,246 ± 0,047	NA	0,243 ± 0,060
	La Garaia	---	0,102 ± 0,018	---	---	---
	La Pastora	---	---	---	---	---
	Las Bayas	0,251 ± 0,050	0,219 ± 0,039	NA	0,240 ± 0,051	0,257 ± 0,064
	Pilcañeu	---	0,070 ± 0,012	---	---	---
	San Ramón	0,366 ± 0,073	0,224 ± 0,040	0,213 ± 0,041	0,407 ± 0,086	0,350 ± 0,087
PAF	---	---	---	NA	---	
TOTAL		0,117 ± 0,023	0,141 ± 0,025	0,082 ± 0,016	0,078 ± 0,017	0,134 ± 0,033

1323 *"--" indica ausencia de detecciones de la especie; "NA" refieren a transectas que no pudieron
 1324 ejecutarse.



1325 **Figura 7:** (A) Variación de la densidad estacional de ciervo colorado en el área de estudio, desde el verano de
 1326 2017 al verano de 2018. (B) Variabilidad de la densidad de ciervo colorado en las Explotaciones Ovinas
 1327 Empresariales y el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF) respecto a la densidad total para todo el
 1328 periodo estudiado. Se presentan los valores de densidad de ciervos colorados comprendidos entre el segundo
 1329 y tercer cuartil (caja), el valor de la mediana (línea horizontal en el interior de la caja), los valores
 1330 correspondientes al primer y cuarto cuartil (bigotes), y valores atípicos (puntos).
 1331

1332 *Liebre europea*

1333 La densidad de liebres mostró una amplia variación estacional y espacial (Figura 8). Las
 1334 densidades máximas se registraron en el otoño de 2017 ($260,7 \pm 149,3$ individuos/km²) y en
 1335 el verano de 2018 ($212,9 \pm 305,9$ individuos/km²). La densidad mínima se registró en la
 1336 primavera de 2017 ($28,6 \pm 16,0$ individuos/km²), sin embargo esta estimación debe ser

1337 tomada con cautela dado que en dicho periodo sólo pudieron ejecutarse cuatro de las siete
 1338 transectas. En las estancias El Cóndor y San Ramón las densidades, tanto anual (Tabla 10)
 1339 como estacionales (Tabla 11), fueron mayores respecto a las demás EOE y el parche de
 1340 PAF.

1341 **Tabla 10:** Densidad anual (otoño 2017 a verano 2018) de liebre europea, con sus respectivos errores estándar
 1342 (EE), en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

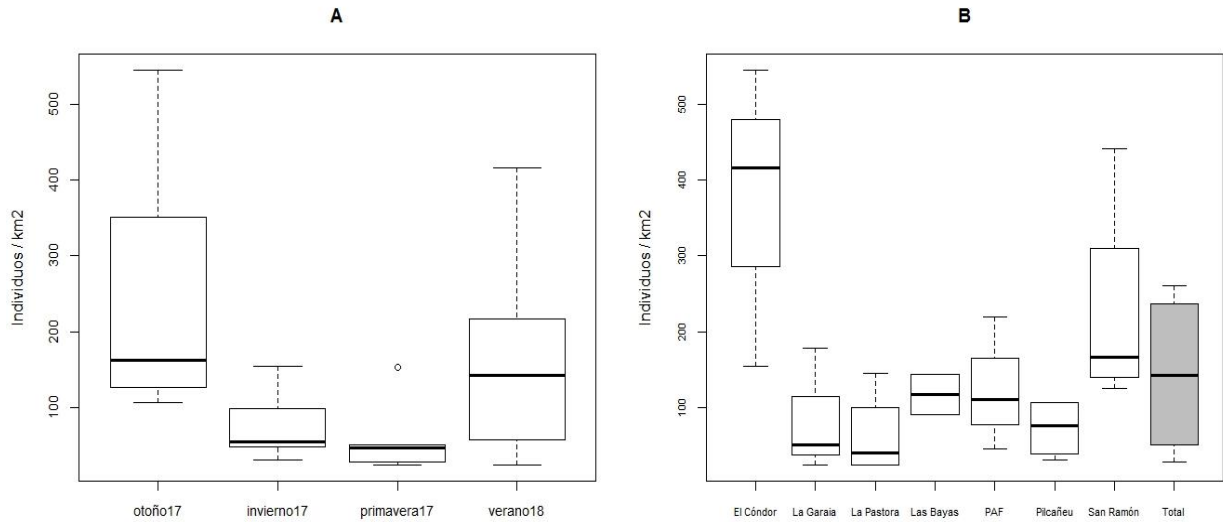
Parche	Sitio	Densidad (individuos/km ² ± EE)
EOE	El Cóndor	239,28 ± 105,70
	La Garaia	90,81 ± 26,08
	La Pastora	56,39 ± 23,91
	Las Bayas	45,65 ± 29,53
	Pilcañeu	69,517 ± 18,55
	San Ramón	221,89 ± 67,36
PAF		79,56 ± 31,64
TOTAL		127,53 ± 37,59

1343

1344 **Tabla 11:** Densidades estacionales de liebre europea (individuos / km²), con sus respectivos errores estándar
 1345 (EE), estimadas desde el otoño de 2017 al verano de 2018 en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE)
 1346 y el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

Parche	Sitio	Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2017	Verano 2018
EOE	El Cóndor	544,90 ± 310,58	155,15 ± 49,77	NA	415,68 ± 596,45
	La Garaia	178,34 ± 101,65	50,78 ± 16,29	50,82 ± 28,29	100,18 ± 143,75
	La Pastora	145,36 ± 89,70	55,19 ± 29,62	24,55 ± 17,27	NA
	Las Bayas	144,09 ± 82,13	NA	NA	91,14 ± 130,77
	Pilcañeu	106,74 ± 60,84	30,39 ± 9,75	46,35 ± 25,80	106,60 ± 152,95
	San Ramón	441,24 ± 251,49	125,64 ± 40,30	153,16 ± 82,25	179,52 ± 257,59
PAF		110,20 ± 86,66	45,32 ± 31,81	NA	220,10 ± 324,02
TOTAL		260,69 ± 149,30	72,45 ± 24,26	28,58 ± 15,91	212,85 ± 305,92

1347 *"--" indica ausencia de detecciones de la especie; "NA" refieren a transectas que no pudieron
 1348 ejecutarse.



1349

1350 **Figura 8:** (A) Variación de la densidad estacional de liebre europea en el área de estudio, desde el otoño de
 1351 2017 al verano de 2018. (B) Variabilidad de la densidad de liebre europea en las Explotaciones Ovinas
 1352 Empresariales y el parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF) respecto a la densidad total para todo el
 1353 periodo estudiado. Se presentan los valores de densidad de liebres europeas comprendidos entre el segundo y
 1354 tercer cuartil (caja), el valor de la mediana (línea horizontal en el interior de la caja), los valores
 1355 correspondientes al primer y cuarto cuartil (bigotes), y valores atípicos (puntos).

1356 *Biomasa disponible de presas*

1357 La biomasa promedio de herbívoros en el área de estudio estuvo dominada por los
 1358 ovinos (62,5 %; ver Capítulo V) y la liebre europea (20,1 %). Las demás presas tuvieron
 1359 aportes muy inferiores al 10,0 %. El parche de EOE alcanzó una biomasa promedio de
 1360 2115,44 kilogramos de herbívoros/km², siendo 78,1 % herbívoros domésticos, el 20,1 %
 1361 herbívoros exóticos silvestres y sólo el 1,7 % herbívoros nativos. El parche de PAF
 1362 presentó una biomasa promedio de 1797,61 kilogramos de herbívoros/km², siendo el 84,6
 1363 % a herbívoros domésticos, el 15,1 % herbívoros exóticos silvestres y sólo el 0,4 %
 1364 herbívoros nativos.

1365 La estancia El Cónдор, presentó la mayor biomasa de herbívoros (2940,96 kg/km²;
 1366 Tabla 12) con un 61,2 % y un 27,7 % aportados por ovinos y liebres europeas,
 1367 respectivamente. El parche de PAF y la estancia Las Bayas registraron los valores más
 1368 bajos de biomasa de herbívoros (1113,91 kg/km² y 1135,97 kg/km², respectivamente; Tabla
 1369 12). En el parche de PAF la biomasa de herbívoros estuvo dominada por los ovinos (33,0
 1370 %), aunque con un aporte más equitativo por parte de vacunos (21,9 %) y caprinos (17,8

1371 %). En dicho parche, la liebre europea también fue el segundo herbívoro que mayor aporte
 1372 realizó a la biomasa disponible (24,3 %).

1373 **Tabla 12:** Biomasa disponible de herbívoros (kg/km²) en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y el
 1374 parche de Pequeña Agricultura Familiar (PAF). Referencia: “---“ indica ausencia de registros de la especie o
 1375 de cabezas de vacunos o equinos menores a 150 kg.

Parche	Sitio	Ovinos	Vacunos	Equinos	Caprinos	Guanaco	Ciervo colorado	Choique	Cauquén común	Liebre europea	Micro mamíferos
EOE	El Cóndor	1798,45	288,53	1,55	---	---	26,83	---	0,43	813,55	11,62
	La Garaia	652,06	207,84	5,09	---	---	3,01	0,44	0,16	308,74	7,63
	La Pastora	1819,08	29,51	6,51	---	49,20	---	3,37	1,03	191,73	8,03
	Las Bayas	765,82	184,72	3,21	---	---	22,80	0,57	0,34	155,21	3,30
	Pilcañeu	1573,15	132,54	1,02	---	106,65	2,52	6,06	1,08	236,33	7,01
	San Ramón	1547,10	288,69	4,76	---	---	41,50	0,32	1,04	754,43	10,70
PAF		367,86	244,11	26,11	198,03	---	---	---	0,09	270,52	7,20

1376

1377 *Influencia de factores socio-ambientales sobre la disponibilidad de presas silvestres*

1378 Tanto para la Biomasa Total de Herbívoros Silvestres (BTHS; ANEXO 2) como para la
 1379 Biomasa de Grandes Herbívoros Silvestres (BGHS; ANEXO 3) y la Biomasa de Pequeños
 1380 Herbívoros Silvestres (BPHS; ANEXO4), el modelo que presentó mejor ajuste fue el
 1381 modelo de intercepto aleatorio que incorporó al NDVI como única variable predictiva,
 1382 junto a los efectos fijos de los sitios y la estación. En el caso de la BTHS, el modelo arrojó
 1383 un intercepto estimado en $968,63 \pm 284,80 \text{ kg/km}^2$, los coeficientes asociados a los efectos
 1384 fijos de los sitios, las estaciones y el NDVI se presentan en el ANEXO 2; **Error! No se
 1385 encuentra el origen de la referencia.** No se detectaron diferencias significativas en la
 1386 BTHS entre sitios (comparaciones múltiples de Tukey;(ANEXO 2), mientras que si se
 1387 detectaron diferencias significativas en BTHS entre las estaciones de otoño y verano ($z = -$
 1388 $2,817$; $p = 0,029$). En el caso de la BGHS, el intercepto estimado por el modelo lineal
 1389 generalizado fue de $0,01 \pm 1,00 \text{ kg/km}^2$. Los coeficientes de los efectos fijos de los sitios,
 1390 estaciones y NDVI se muestran en el ANEXO 3. Se observaron diferencias significativas
 1391 entre la BGHS de algunos sitios. Las BGHS del parche de PAF y de la estancia La Garaia,
 1392 fueron significativamente menores a la BGHS de las demás EOE (ANEXO 3). Además la
 1393 BGHS de la estancia Pilcañeu fue significativamente mayor a la BGHS de Las Bayas
 1394 (ANEXO 3). La BGHS no difirió estadísticamente entre las estaciones.La BPHS mostró un

1395 patrón similar al de la BTHS. El intercepto de la BPHS estimado por el modelo fue de
1396 $997,99 \pm 294,70 \text{ kg/km}^2$. Los correspondientes coeficientes de los efectos fijos estimados
1397 por el modelo se presentan en el ANEXO 4. No se detectaron diferencias significativas
1398 entre la BPHS a nivel de sitios (ANEXO 4), mientras que la BPHS de otoño fue
1399 significativamente mayor a la BPHS de verano (ANEXO 4).

1400 ***Discusión***

1401 La tipología agraria dominante en cada parche no afectó a la biomasa disponible de
1402 presas silvestres. La productividad primaria (NDVI) fue el factor que mejor explicó las
1403 variaciones en la disponibilidad de presas silvestres. Aunque la BGHS en el parche de PAF
1404 fue significativamente menor respecto a la BGHS de las EOE, justamente, dicha diferencia
1405 se correspondió con que la PAF se encuentra en el sitio de menor productividad primaria.
1406 Los factores socio-productivos que podrían estar asociados a disturbios como la sobre-
1407 explotación de presas (densidad de puestos) y el sobre-pastoreo (carga ganadera), no
1408 mostraron una influencia significativa sobre la disponibilidad de presas silvestres según la
1409 tipología agraria dominante. Esto contrasta con el supuesto ampliamente sostenido en la
1410 literatura que asume una mayor presión hacia los recursos naturales como los herbívoros
1411 silvestres por parte de los productores de subsistencia (Easdale & Domptail, 2014).

1412 La base de presas nativas del DP presentó un estado de degradación similar al registrado
1413 en paisajes ganaderos de otras regiones de la Norpatagonia. En el DP los herbívoros nativos
1414 representaron solo el 1,6 % de la biomasa disponible de presas. En la provincia de
1415 Neuquén, un estudio similar mostró que sólo el 6,0 % de la biomasa disponible corresponde
1416 a especies nativas (Novaro, Funes & Walker, 2000). Debido a la caza y a la competencia
1417 con ganado introducido y lagomorfos, la biomasa de herbívoros nativos de tamaño grande y
1418 mediano (como guanacos y choiques) disminuyó fuertemente, haciendo que su
1419 representación como presas o como fuentes de carroña en las dietas de los carnívoros fuera
1420 muy baja (*i.e.* <7%), un proceso denominado extinción ecológica (Novaro, Funes &
1421 Walker, 2000). Ante el estado de degradación de la base de presas nativas en el DP, la
1422 hipótesis de que estas también se encuentren ecológicamente extintas para los carnívoros
1423 debe ser considerada.

1424 El impacto del ganado sobre los herbívoros silvestres depende de la carga ganadera que
1425 deben soportar los pastizales naturales y de la biología de los herbívoros silvestres (Tabeni
1426 & Ojeda, 2003, 2005; Young *et al.*, 2018). Las altas cargas ganaderas, por ejemplo, afectan
1427 negativamente a las abundancias de roedores menores a 1 kg (Tabeni & Ojeda, 2005;
1428 Riginos *et al.*, 2012; Young *et al.*, 2018). Sin embargo, aunque en la PAF la carga ganadera
1429 fue 1,6 veces superior a la de las EOE (Capítulo V), las densidades estivales de
1430 micromamíferos y las abundancias relativas de ctenómidos no difirieron entre los sitios
1431 dominados por dichas tipologías agrarias. Tal patrón podría deberse a que la presión de
1432 pastoreo por herbívoros domésticos sea superior a la capacidad de carga de los pastizales
1433 (Oliva *et al.*, 2019) tanto en el parche de PAF como en las EOE (ver Capítulo V). Los
1434 micromamíferos son particularmente sensibles al pastoreo por ganado (Tabeni & Ojeda,
1435 2005; Veblen & Young, 2010; Young *et al.*, 2018). En experimentos manipulativos de la
1436 presión de pastoreo por ganado se ha demostrado que su exclusión permite que las
1437 poblaciones de pequeños roedores se recuperen, duplicando sus densidades poblacionales
1438 respecto a las situaciones con presencia de ganado (Riginos *et al.*, 2012). Así, las altas
1439 cargas ganaderas utilizadas por igual en las distintas tipologías agrarias estudiadas podrían
1440 tener un efecto homogeneizador en las poblaciones de micromamíferos a nivel de paisaje.

1441 Los grandes herbívoros de Patagonia están sometidos a múltiples disturbios antrópicos y
1442 procesos ecosistémicos, lo que dificulta determinar el impacto que les provoca las presiones
1443 de pastoreo ganadero asociadas a cada tipología agraria (Novaro & Walker, 2005). El
1444 colapso poblacional de los herbívoros nativos de la región se produjo por la reducción en la
1445 disponibilidad de recursos forrajeros (resultante de la introducción de herbívoros
1446 domésticos y silvestres), por la presión de caza y por incrementos en la depredación debido
1447 a procesos de competencia aparente inducidos por los herbívoros introducidos (Novaro,
1448 Funes & Walker, 2000). En el DP, la densidad de guanacos ($0,20$ individuos/ km^2) se
1449 encuentra muy por debajo de la registrada en áreas protegidas de Norpatagonia y en áreas
1450 ganaderas de Chubut y Santa Cruz ($1,12$ a $7,74$ guanacos/ km^2 ; Baldi, Campagna & Saba,
1451 1997; Puig *et al.*, 2003; Fernandez & Baldi, 2014; Travaini *et al.*, 2015). Por su parte, las
1452 densidades de choique en el DP ($0,09$ individuos/ km^2) son inferiores, incluso, a las
1453 registradas previamente en contextos compatibles con sobre-explotación y sobrepastoreo

1454 (0,15 - 0,25 individuos/km²; Barri, Martella & Navarro, 2008). La presión de caza y la
1455 carga ganadera podrían ser menos determinantes en la densidad de cauquenes comunes
1456 (Pedrana *et al.*, 2011). El cauquén común mostró una densidad marcadamente inferior en el
1457 parche de PAF (0,027 individuos/km²) respecto de las EOE (0,213 individuos/km²). Sin
1458 embargo, esta especie presenta preferencias por ambientes húmedos y de alta productividad
1459 primaria, como los mallines que son menos abundantes en el parche de PAF. En la
1460 provincia de Santa Cruz, por ejemplo, la abundancia y distribución de la especie mostró una
1461 asociación positiva con sitios de alta productividad primaria (*i.e.* mallines), cursos de agua
1462 y mayor carga ganadera (Pedrana *et al.*, 2011). Así, la menor densidad de cauquenes en el
1463 parche de PAF estaría principalmente asociada a sus características ambientales más que a
1464 la carga ganadera o a la presión de caza.

1465 En el DP, la liebre europea fue el herbívoro silvestre dominante en términos de biomasa
1466 disponible. En Norpatagonia, este lagomorfo alcanza densidades superiores a las registradas
1467 en su rango de distribución nativa (Barbar *et al.*, 2018). Las densidades anuales registradas
1468 en las estancias El Cóndor (239,279 individuos/km²) y San Ramón (221,891
1469 individuos/km²), fueron casi dos veces superiores a la densidad anual promedio para toda el
1470 área de estudio (127,528 individuos/km²), en asociación al gradiente de precipitaciones
1471 (decreciente en dirección oeste-este) y su efecto sobre el NDVI. Desde su introducción
1472 (entre fines de 1800s y 1930; Grigera & Rapoport, 1983; Bonino, Cossíos & Menegheti,
1473 2010) a la actualidad, la especie se insertó en la trama trófica de la Patagonia, con
1474 potenciales efectos disruptivos en los sistemas depredador-presa (Novaro, Funes & Walker,
1475 2000; Barbar & Lambertucci, 2018, 2019; Barbar *et al.*, 2018). Ante la degradación de la
1476 base de presas nativas, la liebre europea podría constituir un ítem alimenticio de relevancia
1477 para pumas y zorros colorados del DP (Capítulo II).

1478 Los aspectos socio-productivos de las tipologías agrarias asociadas al sobre-pastoreo
1479 (carga ganadera) y a la presión de caza (densidad de puestos) no afectaron a la
1480 disponibilidad de presas silvestres. Tanto la BTHS como la BPHS estuvieron dominadas
1481 por la biomasa aportada por la liebre europea (96,44 % y 99,26 %, respectivamente).
1482 Contrariamente a lo que ocurre con los micromamíferos, el pastoreo ganadero tiene un
1483 efecto de facilitación sobre la liebre europea (Tabeni & Ojeda, 2005; Karmiris & Nastis,

1484 2007). El pastoreo por pequeños rumiantes domésticos reduce la cobertura vegetal
1485 ofreciendo hábitats óptimos para la liebre europea, al mejorar su capacidad de detección y
1486 de evasión de depredadores (Karmiris & Nastis, 2007). Respecto a la presión de caza, la
1487 captura comercial de liebres europeas en el DP se encuentra vedada desde el año 2008, por
1488 lo que la presión de caza sobre este lagomorfo se ha reducido considerablemente (Gáspero,
1489 obs. pers.). Consecuentemente, las diferencias en la carga ganadera y en la densidad de
1490 puestos del parche de PAF y las EOE, no afectaron a la BTHS y la BPHS. Por su parte,
1491 aunque la BGHS del parche de PAF fue significativamente menor a la BGHS de la mayoría
1492 de las EOE, dichas diferencias estuvieron asociadas al NDVI y no la carga ganadera o la
1493 densidad de puestos. De acuerdo con ello, la estancia La Garaia (similar al parche de PAF
1494 en términos de NDVI pero con menor carga ganadera y menor densidad de puestos)
1495 presentó valores de BGHS significativamente inferiores a los de las restantes EOE.

1496 La productividad primaria fue un factor determinante en la disponibilidad de presas del
1497 DP, y el NDVI fue la única variable predictiva retenida por los modelos lineales mixtos y
1498 generalizados que mejor ajustaron a los patrones de BTHS, BGHS y BPHS observados. El
1499 NDVI presenta una asociación positiva con la precipitación (Eklundh, 1998; Foody, 2003)
1500 y la correlación positiva de dicho índice con la disponibilidad de presas fue consecuente
1501 con el gradiente de precipitaciones presente en el DP. En sistemas semiáridos, la
1502 productividad primaria es un factor determinante en la biomasa de herbívoros y demás
1503 niveles de la trama trófica (procesos de regulación “*bottom-up*”; Letnic & Ripple, 2017).
1504 Los escenarios de cambio climático global proyectan reducciones de 10 a 20 % en las
1505 precipitaciones anuales de la región (Gaitán, Bran & Oliva, 2019), acarreado potenciales
1506 impactos negativos en la disponibilidad de presas silvestres para los carnívoros nativos.

1507 La disponibilidad de presas silvestres influye en las tasas de depredación de ungulados
1508 domésticos por carnívoros silvestres (Khorozyan et al. 2015; Polisar et al. 2003). La
1509 depredación de ganado se incrementa cuando la base de presas silvestres no permite
1510 sostener los requerimientos energéticos de los depredadores (Khorozyan et al. 2015; Polisar
1511 et al. 2003). En paisajes dominados por la ganadería de rumiantes menores, i.e. ovinos y
1512 caprinos, disponibilidades de presas silvestres inferiores a 540 kg/km² provocan que los
1513 grandes felinos dependan del ganado como fuente de alimento (Khorozyan et al. 2015). En

1514 el DP, la biomasa disponible estimada de presas silvestres estuvo por debajo de dicho
1515 umbral ($436,21 \pm 275,04 \text{ kg/km}^2$). Solamente las estancias El Cóndor ($852,43 \text{ kg/km}^2$) y
1516 San Ramón ($807,99 \text{ kg/km}^2$) presentaron disponibilidades de presas silvestres mayores al
1517 umbral, aunque más del 93 % fue producto del aporte de la liebre europea. Para un felino
1518 grande como el puma, la liebre europea podría ser una presa subóptima (Donadio *et al.*,
1519 2010), en tanto que el ganado ovino, por su mayor tamaño, menor costo de captura y
1520 manipulación, y mayor disponibilidad (siempre que no esté bajo cuidado humano), podría
1521 ser una presa más provechosa en términos energéticos para este felino (Khorozyan *et al.*,
1522 2015). En el caso del zorro colorado, se ha demostrado que el consumo de ovinos es mayor
1523 cuando se producen declinaciones en la densidad poblacional de liebre europea (Novaro,
1524 Funes & Jiménez, 2004).

1525 La biomasa disponible estimada de ganado doméstico debería ser interpretada con
1526 cautela. Aunque son los herbívoros dominantes, la distribución espacial y temporal no es
1527 homogénea. Los productores de la PAF recurren a prácticas de intensificación del manejo
1528 (principalmente encierre nocturno y recorrido o pastoreo diario), para reducir la
1529 vulnerabilidad de ovinos y caprinos frente a la depredación (Capítulos V y VI; Gáspero *et*
1530 *al.*, 2018). En las EOE, los ovinos son trasladados periódicamente para permitir la
1531 recuperación de los pastizales (i.e. “rotación de potreros”) por lo que los potreros pueden
1532 permanecer entre tres a nueve meses sin ovinos (Gáspero, obs. pers.). Incluso en algunas
1533 EOE, para la planificación del pastoreo se tiene en cuenta el riesgo de depredación. En la
1534 estancia Las Bayas, por ejemplo, un sector asociado a una meseta con presencia
1535 permanente de pumas, sólo es destinado al pastoreo vacuno debido a la recurrencia de
1536 ataques sobre ovinos. Esto implica que, si bien el ganado puede ser dominante en términos
1537 numéricos, esa dominancia puede no traducirse en disponibilidad como presa para los
1538 carnívoros silvestres.

1539 En síntesis, la disponibilidad de presas en el DP está asociada a características
1540 ambientales (productividad primaria) de los sitios dominados por cada tipología agraria,
1541 más que por presiones antrópicas ligadas al sobre-pastoreo (carga ganadera) y presión de
1542 caza (densidad de puestos) asignables a cada tipología agraria. Teniendo en cuenta el estado
1543 de degradación de la base de presas, se espera que las dietas de pumas y zorros colorados

1544 estén sustentadas por herbívoros introducidos, tanto silvestres como domésticos.
1545 Consecuentemente, es esperable que dicha dependencia se traduzca en ataques a ganado
1546 ovino en sitios y momentos en los que co-ocurra con pumas y zorros colorados. En los
1547 capítulos siguientes se ponen a prueba estos supuestos a través del estudio de las dietas de
1548 estos depredadores (Capítulo II) y de la incidencia de la depredación sobre la mortalidad
1549 ovina en EOE del DP (Capítulo IV).

1550

1551

1552

1553

1554

1555

1556

1557

1558

1559

1560

1561

1562

1563

1564

Capítulo II: Dieta de puma y zorro colorado en sistemas ganaderos extensivos de la estepa rionegrina.

Introducción

La dieta es uno de los aspectos mejor conocidos de la ecología de los carnívoros silvestres. Los estudios de dieta permiten evaluar el rol de un depredador en la comunidad, la superposición de nicho trófico con otros miembros del gremio y sus impactos en las poblaciones de presas (Klare, Kamler & MacDonald, 2011). Pese a ello, gran parte de estos estudios fueron llevados a cabo en áreas protegidas o sus límites, donde suelen disponer de bases de presas silvestres bien conservadas (Loveridge *et al.*, 2010; Elbroch & Wittmer, 2012). Los paisajes dominados por la ganadería ofrecen una menor biomasa de presas silvestres, por lo que depredadores oportunistas y generalistas, como los grandes carnívoros, pueden permutar hacia el consumo de herbívoros domésticos (Linnell *et al.*, 1999; Odden, Linnell & Andersen, 2006; De Azevedo, 2008). Cuando el ganado es la presa más abundante, la depredación sobre los ungulados domésticos se intensifica, llevando a que los carnívoros puedan incluso depender de ellos (Vos, 2000; Bagchi & Mishra, 2006; Khorozyan, Ghoddousi, Soo, *et al.*, 2015; Shehzad *et al.*, 2015).

Las respuestas de los depredadores a cambios en la disponibilidad de presas dependen de sus estrategias de forrajeo (Elmhagen *et al.*, 2000). Los depredadores oportunistas consumen sus presas según su disponibilidad en el ambiente (Jaksić, 1989), y en términos de la teoría de forrajeo óptimo, podría considerársela como una estrategia optimizadora del tiempo de búsqueda (Pyke, Pulliam & Charnov, 1977). Por otro lado, los depredadores especialistas muestran preferencias por determinados ítems en particular, independientemente de la disponibilidad de estos (Jaksić, 1989). Esta estrategia tiende a optimizar el balance energético, asociado a los costos de búsqueda y manipulación, y la recompensa energética ofrecida por la presa (Pyke, Pulliam & Charnov, 1977). Esto responde a relaciones alométricas (*i.e.* asociación entre el tamaño del depredador y el tamaño óptimo de presa; Jaksić 1989) u otros aspectos biológicos y comportamentales (*e.g.* especies presa cuya distribución espacial y temporal es predecible para el depredador; Pyke *et al.* 1977). La teoría de forrajeo óptimo ha servido para predecir dietas óptimas en

1594 experimentos de laboratorio, pero es insuficiente para comprender escenarios más
1595 complejos (Brown, Laundre & Gurung, 1999; Nilsen *et al.*, 2012). En los sistemas
1596 depredador-presa que involucran a grandes mamíferos, las presas desarrollan diferentes
1597 respuestas comportamentales para evadir la depredación (Brown, Laundre & Gurung, 1999;
1598 Nilsen *et al.*, 2012). La ecología del miedo, por ejemplo, contempla las respuestas de las
1599 presas ante el riesgo de depredación (Brown *et al.*, 1999). Este marco teórico también se
1600 está empleando para interpretar las diferentes respuestas de los sistemas depredador-presa a
1601 los paisajes de miedo presentes en sistemas dominados por humanos (Berger, 2007; Muhly
1602 *et al.*, 2011; Ordiz, Bischof and Swenson, 2013; Dorresteijn *et al.*, 2015).

1603 El colapso poblacional de los grandes herbívoros nativos y la introducción de herbívoros
1604 domésticos y silvestres han generado cambios significativos en la dieta de puma a nivel
1605 regional (Iriarte *et al.*, 1990; Novaro, Funes & Walker, 2000; Emiliano. Donadio *et al.*,
1606 2010; Zanón Martínez *et al.*, 2016). Los grandes felinos, como el puma, están dotados de
1607 adaptaciones cráneo-dentarias que les permiten depredar sobre grandes ungulados
1608 (Sunquist & Sunquist, 1989; Van Valkenburgh, 1989). En su revisión sobre las variaciones
1609 biogeográficas de la dieta del puma, Iriarte y colaboradores (1990) plantearon que en
1610 Norteamérica los pumas prefieren depredar sobre ungulados, principalmente cérvidos,
1611 mientras que en Sudamérica tienden a depredar sobre mamíferos medianos y pequeños,
1612 particularmente lagomorfos exóticos. En gran parte del hemisferio sur las poblaciones de
1613 grandes ungulados nativos han colapsado debido a presiones antrópicas (Donadio *et al.*
1614 2010; Novaro *et al.* 2000), pero en regiones donde los camélidos sudamericanos presentan
1615 buen estado de conservación, son componentes mayoritarios de la dieta de pumas (Donadio
1616 *et al.*, 2010; Palacios *et al.*, 2012; Zanón Martínez *et al.*, 2012; Gelin *et al.*, 2017; Llanos &
1617 Travaini 2020).

1618 Los cambios en la base de presas para los carnívoros de Patagonia podrían haber
1619 propiciado la expansión del rango de distribución del zorro colorado, ya que se asume que
1620 su distribución original se restringía a ambientes cordilleranos y precordilleranos (Novaro,
1621 1997). A partir de la introducción de ovinos y lagomorfos, a principios de 1900, el zorro
1622 colorado habría comenzado su dispersión hacia el este, llegando actualmente a la costa
1623 atlántica (Novaro, 1997). A diferencia de otros cánidos sudamericanos, que tienden a la

1624 omnivoría, el zorro colorado presenta una dieta preferentemente carnívora (Medel & Jaksic,
1625 1988; Novaro, Funes & Jiménez, 2004). En paisajes de la Norpatagonia dominados por la
1626 ganadería, la liebre europea es el componente principal de la dieta de zorro colorado
1627 (Novaro *et al.*, 2000; Novaro *et al.*, 2004; Palacios *et al.*, 2012). En dicha región este
1628 cánido tiende a seleccionar a la liebre europea, es decir, son consumidas en mayor
1629 frecuencia a la esperada en base a su disponibilidad. Además, ante las declinaciones
1630 estacionales en la densidad de liebres europeas, los zorros colorados responden
1631 incorporando mayor proporción de ovinos a su dieta (Novaro, Funes & Jiménez, 2004).

1632 Estudiar la ecología trófica de pumas y zorros colorados en un contexto dominado por
1633 herbívoros exóticos podría contribuir a mejorar el manejo de la depredación en los sistemas
1634 ganaderos de la Norpatagonia (Novaro, Funes & Jiménez, 2004). El objetivo de este
1635 capítulo fue explorar la dieta de pumas y zorros colorados, en un contexto de degradación
1636 de la base de presas nativas, con herbívoros introducidos (domésticos y exóticos invasores)
1637 dominando la disponibilidad de presas.

1638 *Materiales y métodos*

1639 La dieta de pumas y zorros colorados se estudió a partir de heces recolectadas de manera
1640 oportunista en las seis EOE (El Cóndor, La Garaia, La Pastora, Las Bayas, Pilcañeu y San
1641 Ramón). La recolección se realizó desde octubre de 2015 a julio de 2018, durante los
1642 recorridos de monitoreo de mortalidad ovina (ver Capítulo V), caminatas para la instalación
1643 y mantenimiento de estaciones de foto-trampeo (ver Capítulo IV) y recorridos específicos
1644 para recolección de heces. La asignación de la especie a la cual pertenecían las heces fue
1645 realizada a partir su forma, tamaño, huellas asociadas y ubicación (Chame, 2003; Cossios *et*
1646 *al.*, 2007). Para discriminar las heces de zorro colorado respecto a las de zorro gris se aplicó
1647 el criterio empleado por Palacios y colaboradores (2012), por el cual las heces con un
1648 diámetro mayor a 120 mm e inferior a 230 mm fueron asignadas a zorro colorado. Para
1649 evitar la recolección de heces pertenecientes a perros (*Canis familiaris*), sólo se recogieron
1650 heces de cánidos que estuvieran frescas, asociadas a huellas de zorros colorados y se
1651 encontraran a una distancia mayor a 1,5 km de la vivienda o puesto más cercano. En total,
1652 se recolectaron 106 heces de puma y 95 de zorro colorado, las cuales fueron

1653 georreferenciadas, descriptas en términos del microhábitat en el que fueron halladas
1654 (empleando las tipologías de relieve y vegetación sugeridas por Siffredi et al. (2015)) y, en
1655 caso de las heces de puma, se registró el estado de las mismas (frescas o secas). Cada vez
1656 colectada fue dispuesta individualmente en bolsas de papel, secada en estufa a 60 °C
1657 durante 12 h y almacenada hasta su análisis. Siguiendo los procedimientos estándar
1658 propuestos por Reynolds y Aebischer (1991), las heces fueron rehidratadas y disgregadas
1659 para la separación de la materia orgánica del material indigerible empleado para la
1660 determinación de ítems consumidos (pelos, restos óseos, uñas y plumas). Mediante
1661 microscopio óptico se observaron los patrones medulares y cuticulares de los pelos
1662 obtenidos de las heces. Para la determinación de los ítems hallados se empleó la clave
1663 desarrollada por Chehébar y Martín (1989) y material de referencia, recolectado durante el
1664 trabajo de campo (*i.e.* ejemplares hallados muertos). Los análisis de heces no permiten
1665 establecer si las presas consumidas fueron depredadas o consumidas como carroña. Aunque
1666 existen registros eventuales de carroñeo de carcasas por puma (Lambertucci et al. 2009;
1667 Elbroch et al. 2014), se considera a esta especie como principalmente depredadora (Elbroch
1668 *et al.*, 2014) y se asumió que los ítems consumidos por este depredador fueron cazados. Por
1669 su parte, las presas cuyo tamaño adulto no pueden usualmente ser capturadas por zorros
1670 colorados (guanaco, ciervo colorado, vacunos y equinos), se asumió que fueron carroñadas
1671 (Novaro, Funes & Jiménez, 2004; Walker *et al.*, 2007).

1672 Para caracterizar la dieta de ambas especies, se estimó Frecuencia de Ocurrencia (FO) de
1673 cada ítem (Klare *et al.* 2011; Nilsen *et al.* 2012):

1674
$$FO_i = (n_i/N)*100$$

1675 donde n_i es la cantidad de heces conteniendo el ítem i y N es el total de heces.

1676 Dado que la FO tiende a sobreestimar la relevancia de ítems de pequeño tamaño
1677 corporal, también se emplearon índices asociados al aporte energético de cada ítem presa
1678 (la biomasa o volumen de este consumido por el depredador; Klare *et al.*, 2011; Nilsen *et al.*
1679 *et al.*, 2012). Para el caso de la dieta de puma, se estimó el porcentaje relativo de Biomasa (B)
1680 consumida empleando dos aproximaciones. Por un lado, el factor de corrección de
1681 Ackerman y colaboradores (1984):

1682

$$B_{\text{Ack}} = (n_i * Y_i / \sum n_i * Y_i) * 100$$

1683

1684

1685

donde n_i es la cantidad de heces conteniendo el ítem i e Y_i es el factor de corrección para el ítem i (según la función $Y_i = 1,98 + 0,035 * X_i$, siendo X_i el peso corporal del ítem i). Por el otro, se utilizó el modelo generalizado de Chakrabarti y colaboradores (2016):

1686

$$B_{\text{Ch}} = (n_i * Y_i / \sum n_i * Y_i) * 100$$

1687

1688

1689

1690

1691

1692

1693

1694

1695

1696

1697

donde Y_i representa la biomasa consumida del ítem i en cada feca y está dada por la función $Y_i = (0,033 - 0,025 \exp^{-4,284(X_i/Z_i)}) * Z_i$, siendo X_i el peso corporal del ítem i y Z_i el peso corporal del depredador). El factor de corrección de Ackerman y colaboradores (1984) es muy empleado en la literatura y permite contrastar resultados con los obtenidos en otros estudios. Sin embargo, al asumir una relación lineal entre el peso corporal de las presas y la biomasa consumida, tiende a sobrestimar significativamente el aporte de las presas grandes (cuyos pesos superan al peso del depredador; Chakrabarti *et al.*, 2016; Elbroch *et al.*, 2014), por su parte, el modelo generalizado de Chakrabarti y colaboradores (2016) introduce limitantes alométricas asociadas a aspectos fisiológicos, como la capacidad de ingesta del depredador, la digestibilidad de la presa y la biomasa de presas grandes que es desperdiciada debido a su descomposición.

1698

1699

1700

1701

1702

El modelo generalizado de Chakrabarti y colaboradores (2016) también se empleó para estimar la biomasa relativa consumida por zorros colorados, puesto que no se han desarrollado factores de corrección para la especie. Como índice alternativo se estimó el Volumen (V) relativo aportado por cada ítem a la dieta de zorro colorado (McDonald & Fuller, 2005):

1703

$$V_i = (v_i / \sum v_i) * 100$$

1704

1705

1706

donde v_i es el volumen total presente del ítem i en las N heces. El volumen presente de cada ítem en cada feca fue estimado visualmente en rangos de 5 % (McDonald & Fuller, 2005; Klare, Kamler & MacDonald, 2011).

1707

1708

Las dietas de ambas especies se compararon mediante pruebas de χ^2 de Pearson (Reynolds & Aebischer, 1991; Nilsen *et al.*, 2012), empleando el procedimiento sugerido

1709 por Wright (2010) que utiliza la Frecuencia de Ocurrencia Absoluta ($AFO_i = n_i$, donde n_i es
 1710 la cantidad total de veces que fue registrado el ítem i en heces de cada carnívoro). Las
 1711 pruebas de χ^2 de Pearson se realizaron para cada ítem mediante una tabla de contingencia
 1712 de 2 x 2, en cuyas filas se dispuso la cantidad de heces en las que se detectó el ítem i
 1713 (AFO_i) y el número de heces en las que no se detectó dicho ítem, mientras que cada
 1714 columna se correspondió a lo registrado para cada carnívoro. Este procedimiento permite
 1715 comparar si ambas especies se diferencian en el consumo de cada ítem o grupo taxonómico
 1716 (*i.e.* Cingulata, Carnívora, Cricetidae, Ungulados domésticos y Aves). La robustez del test
 1717 es mayor cuando la AFO es ≥ 25 % del tamaño muestral (N) (Wright, 2010). Este mismo
 1718 procedimiento se empleó para evaluar la composición de la dieta en términos de presas
 1719 nativas y exóticas (domésticas y silvestres).

1720 Para ambas especies de carnívoros se determinó la amplitud de nicho trófico, mediante el
 1721 índice estandarizado de Levins (L_s):

1722
$$L_s = (1/ \sum(p_i)^2) - 1/(m - 1)$$

1723 donde p_i es la proporción del ítem i en la dieta, *i.e.* $p_i = n_i/m$, y m es el número total de
 1724 ítems registrados para cada carnívoro. Este índice varía entre 0 y 1, indicando dietas
 1725 especializadas y generalistas respectivamente (Walker *et al.*, 2007; Nilsen *et al.*, 2012).
 1726 También se estimó el Peso Medio de los Mamíferos Presa (PMMP) como:

1727
$$PMMP = \sum(W_i * n_i)/m$$

1728 donde W_i es el peso corporal promedio del ítem i , n_i es la cantidad de heces conteniendo
 1729 el ítem i y m es el número total de ítems registrados para cada carnívoro (Walker *et al.*,
 1730 2007).

1731 Por último se evaluó la superposición de nicho trófico entre ambos carnívoros
 1732 empleando el índice de superposición de Pianka (O):

1733
$$O_{jk} = \sum p_{ij} p_{ik} / (\sum p_{ij}^2 \sum p_{ik}^2)^{1/2}$$

1734 donde p_{ij} es la proporción del ítem i en la dieta del carnívoro j y p_{ik} es la proporción del
1735 ítem i en la dieta del carnívoro k (Pianka, 1974). Este índice también toma valores entre 0 y
1736 1, indicando desde nula a completa superposición de los nichos tróficos, respectivamente.

1737 **Resultados**

1738 Se registraron 17 ítems alimenticios en total, 12 en la dieta de puma y 13 en la dieta de
1739 zorro colorado (Tabla 13). En promedio se registraron 1,45 ítems presas por muestra de
1740 puma y 1,58 ítems por muestra de zorro colorado. La frecuencia de consumo por ambos
1741 carnívoros fue significativamente diferente para la mayoría de los ítems (Tabla 13). Los
1742 ítems consumidos con mayor frecuencia por pumas fueron el guanaco (FO = 43,4 %), la
1743 liebre europea (FO = 39,6 %) y el chinchillón (FO = 25,5 %; Tabla 13). En términos de
1744 biomasa relativa el índice de B_{Ack} tendió a resaltar el aporte de guanacos, mientras que el
1745 índice de B_{Ch} mostró un aporte más equitativo por parte de guanacos, liebres europeas y
1746 chinchillones. En conjunto, los tres ítems representaron el 76,5 % de la B_{Ack} y el 74,7 % de
1747 la B_{Ch} consumida por pumas. Los pumas consumieron especies nativas con una frecuencia
1748 significativamente mayor respecto a las presas exóticas ($AFO_{nativas} = 94$ vs $AFO_{exóticas} = 60$;
1749 $\chi^2 = 3,952$; $gl = 1$; $p = 0,047$).

1750 Por su parte, la dieta de zorro colorado estuvo dominada en términos de frecuencia por
1751 la liebre europea (FO = 75,8 %), con aportes secundarios de cricétidos (FO = 43,2 %) y
1752 ctenómidos (FO = 23,4 %; Tabla 13). En conjunto, estos tres ítems representaron el 91,1 %
1753 del V relativo de la dieta y el 95,7 % de la B_{Ch} consumida por zorros colorados. Este
1754 carnívoro consumió en una misma frecuencia presas nativas y exóticas ($AFO_{nativas} = 73$ vs
1755 $AFO_{exóticas} = 74$; $\chi^2 = 0$; $gl = 1$; $p = 1$).

1756 La amplitud de nicho trófico fue mayor en pumas ($L_s = 0,325$) que en zorros colorados
1757 ($L_s = 0,208$), al igual que el tamaño promedio de presa ($PMMP_{puma} = 47,1$ kg; IC 95% =
1758 41,0 - 53,3 kg; $PMMP_{zorro\ colorado} = 2,0$ kg; IC 95% = 0,7 - 3,4 kg). El índice de
1759 superposición de nicho trófico fue de 0,58 y estuvo asociado principalmente al consumo de
1760 liebre europea. Sin embargo, además de consumir frecuentemente guanacos y
1761 chinchillones, los pumas depredaron otros nueve ítems que no se encontraron en la dieta de
1762 zorro colorado. Por su parte, el zorro colorado se diferenció de la dieta de puma

1763 principalmente en el consumo de cricétidos y en una mayor frecuencia en el consumo de
 1764 ctenómidos. El ganado ovino y vacuno aportó sólo de forma marginal a la dieta de ambos
 1765 carnívoros (FO < 8,5 %).

1766 **Tabla 13:** Dietas de puma y zorro colorado en Explotaciones Ovinas Empresariales del departamento
 1767 Pilcaniyeu. Se presentan la masa corporal de cada ítem (W), las frecuencias de ocurrencia absolutas (AFO),
 1768 las frecuencias de ocurrencia (FO), la biomasa relativa de cada ítem consumido según el factor de corrección
 1769 de Ackerman et al. (1984)(B_{Ack}) y el modelo generalizado de Chakrabarti et al. (2016)(B_{Ch}), el volumen
 1770 relativo (V) de cada ítem presente en la dieta de zorro colorado y los p-valores de las pruebas de χ^2 de Pearson
 1771 (*p*).

Item	W (kg)	Puma				Zorro colorado				<i>p</i>
		AFO	FO	B _{Ack}	B _{Ch}	AFO	FO	V	B _{Ch}	
Presas nativas										
Camelidae										
<i>Lama guanicoe</i>	120,00	46	43,40	50,70	30,95	0				<<0,01
Cingulata										
<i>Chaetophractus villosus</i>	3,50	3	2,83	1,13	1,90	0				<0,01
<i>Zaedyus pichiy</i>	0,977	5	4,72	1,80	3,13	0				
Carnivora										
<i>Conepatus chinga</i>	3,00	1	0,94	0,37	0,63	0				0,53
<i>Leopardus colocolo</i>	4,00	1	0,94	0,38	0,64	0				
Rodentia										
<i>Lagidium moreni</i>	3,00	27	25,47	10,00	17,08	2	2,11	2,11	1,41	<<0,01
<i>Ctenomys spp.</i>	0,16	5	4,72	1,77	3,11	26	27,37	14,74	17,41	<<0,01
Cricetidae										
<i>Eligmodontia spp.</i>	0,025	0				41	43,16	16,53	27,33	<<0,01
<i>Euneomys chinchilloides</i>						5	5,26	1,05		
<i>Graomys griseoflavus</i>						18	18,95	7,32		
<i>Reithrodon auritus</i>						1	1,05	0,16		
Cricétido indeterminado						14	14,74	6,74		
Aves		6				3				0,16
<i>Chloephaga picta</i>	3,20	1	0,94	0,37	0,63	0				
Ave indeterminada	6,30	5	4,72	1,96	3,21	3	3,16	0,37	2,15	
Frutos										
<i>Berberis heterophylla</i>		0				2	2,11	1,05		
Presas exóticas										
Lagomorpha										
<i>Lepus europaeus</i>	3,40	42	39,62	15,70	26,62	72	75,79	62,26	50,97	<<0,01
Cervidae										
<i>Cervus elaphus</i>	115,00	8	7,55	8,58	5,38	0				<0,01
Ungulados domésticos										
<i>Ovis aries</i>	47,00	9	8,49	5,82	6,04	1	1,05	1,05	0,72	<0,05
<i>Bos taurus</i>	150,00	1	0,94	1,29	0,67	0				
Carroña*		0				2	2,11	1,81		
Mamífero indeterminado		0				1	1,05	0,05		
N		106				95				

1772 “*” *L. guanicoe* y *Bos Taurus*.

1773 ***Discusión***

1774 En los sistemas ovinos extensivos (EOE) del DP la dieta de pumas y zorros colorados
1775 estuvo compuesta casi en su totalidad por herbívoros silvestres. Aunque los ovinos
1776 representaron el 67,5 % de la biomasa de presas disponible en estas EOE (Capítulo I), y
1777 pese a que el manejo extensivo incrementa la probabilidad de encuentros con carnívoros,
1778 este herbívoro doméstico sólo aportó de manera marginal a la dieta de ambos depredadores.
1779 La relevancia de las presas silvestres tanto nativas como exóticas, varió entre pumas y
1780 zorros colorados. Los pumas consumieron presas nativas con una frecuencia
1781 significativamente mayor que presas exóticas, mientras que los zorros colorados
1782 consumieron presas nativas y exóticas en igual frecuencia.

1783 En las EOE del DP la dieta de puma estuvo dominada por el guanaco, tanto en
1784 frecuencia de ocurrencia como en biomasa consumida. Resultados similares se registraron
1785 en sistemas ganaderos de Chubut (Fernandez & Baldi, 2014; Llanos & Travaini, 2020) y
1786 Santa Cruz (Zanón Martínez *et al.*, 2012). Allí, las poblaciones de guanaco presentan
1787 densidades en torno a 1,12 y 7,74 guanacos/km² (Baldi, Campagna & Saba, 1997;
1788 Fernandez & Baldi, 2014; Travaini *et al.*, 2015), muy superiores a los 0,25 guanacos/km²
1789 registrados en las EOE del DP. La totalidad de las heces que presentaron restos de guanaco
1790 ($n = 46$) fueron recolectadas en la estancia Pilcañeu, el sitio donde se registró la mayor
1791 densidad anual de guanacos (1,01 guanacos/km²). En Payunia, Gelin y colaboradores
1792 (2017) estudiaron la respuesta de pumas a los cambios estacionales de densidades de
1793 guanacos, asociados a sus migraciones. Ellos demostraron que en las zonas de veranada del
1794 guanaco, la dieta de puma estuvo dominada por guanacos incluso durante el invierno,
1795 cuando aproximadamente dos tercios de la población migra a sitios de invernada (Gelin *et*
1796 *al.*, 2017). Los camélidos nativos, guanacos y vicuñas (*Vicugna vicugna*), podrían
1797 representar el análogo a los cérvidos en Norteamérica, como presas primarias de pumas
1798 (Donadio *et al.*, 2010). En el hemisferio norte los cérvidos representan el 70,0 % de la dieta
1799 de pumas en términos de frecuencia de ocurrencia (Iriarte *et al.*, 1990).

1800 La liebre europea fue el segundo ítem más consumido por pumas, tanto en frecuencia de
1801 ocurrencia (FO = 39,6 %) como en biomasa consumida ($B_{Ack} = 15,7 \%$; $B_{Cha} = 26,6 \%$).

1802 Similares resultados se han encontrado en otras zonas de la Patagonia, donde la liebre
1803 europea constituye una de las principales presas. En las EOE del DP los pumas presentaron
1804 hábitos alimenticios análogos a los registrados en estancias ovinas de Santa Cruz, donde los
1805 guanacos dominaron la dieta en términos de biomasa consumida (49,8 a 68,8 % de la B_{Ack})
1806 y las liebres europeas fueron el segundo ítem más relevante, tanto en FO (38,9 a 50,0 %)
1807 como en biomasa consumida (25,5 a 30,2 % de la B_{Ack} ; Zanón Martínez *et al.* 2012). Pero
1808 en algunas áreas de Patagonia la liebre europea también puede ser la presa principal del
1809 puma, cuando los guanacos se encuentran a densidades inferiores a los 0,67 individuos/km²
1810 (Iriarte *et al.*, 1990; Novaro, Funes & Walker, 2000).

1811 Entre las presas nativas, el chinchillón fue la segunda más frecuentemente consumida
1812 por el puma. Los chinchillones son roedores coloniales especialistas de hábitats rocosos con
1813 pendientes abruptas (Walker *et al.*, 2000; Lucherini, Reppucci & Luengos Vidal, 2009).
1814 Sus colonias consisten de pocos individuos (desde 3 a 19; Walker *et al.*, 2000) y están
1815 fuertemente condicionadas por la disponibilidad y conectividad de afloramientos rocosos y
1816 la presión de depredación (Walker *et al.*, 2000; Walker, Novaro, & Branch 2007). En el
1817 Parque Nacional Lihué Calel (La Pampa) otro roedor colonial, la vizcacha pampeana
1818 (*Lagostomus maximus*), fue el ítem más frecuentemente consumido por pumas, con FO
1819 entre 51,6 % y 84,9 % (Branch, Pessino & Villarreal, 1996). Dicha preferencia se mantuvo
1820 incluso luego de que la población de vizcachas declinara en un 90 %, ya que los pumas se
1821 mantuvieron en cercanías de las vizcacheras donde aún podían encontrar individuos
1822 (Branch, Pessino & Villarreal, 1996). En Payunia las vizcachas pampeanas también fueron
1823 la segunda presa más consumida durante el verano (FO = 20,0 %; Gelin *et al.*, 2017). Para
1824 los pumas, los herbívoros coloniales constituyen un recurso espacialmente predecible que
1825 requieren de un menor tiempo de búsqueda y manipulación (Branch, Pessino & Villarreal,
1826 1996).

1827 Los ovinos son el herbívoro dominante en las EOE del DP (Capítulo I). Sin embargo,
1828 fue un ítem marginal en la dieta del puma. Esto puede deberse a que en el DP este felino se
1829 distribuye en zonas puntuales (Capítulo III) y por ende, la co-ocurrencia con los ovinos es
1830 temporaria, mientras que los guanacos, las liebres europeas y los chinchillones están
1831 disponibles para durante todo el año (Capítulo I; Gelin *et al.*, 2017). Además, la presencia

1832 de ovinos está asociada a una mayor presencia humana, dado que los trabajadores rurales
1833 supervisan diariamente los sectores donde pastorean las majadas (Capítulo V). En caso de
1834 ataques recurrentes de pumas sobre los ovinos, la mayoría de las EOE incrementan el
1835 esfuerzo para capturar a los pumas presentes en dichos sitios (Capítulo V). Esta presión de
1836 caza por los humanos, reduce los períodos de co-ocurrencia entre ovinos y los pumas
1837 residentes. Se ha observado que en los sistemas ganaderos de la Patagonia los ovinos son
1838 un ítem poco frecuente o incluso inexistente en la dieta de pumas. Por ejemplo, en Santa
1839 Cruz, Zanón Martínez y colaboradores (2012) no registraron consumo de ovinos mientras
1840 que en Chubut, si bien los ovinos fueron el segundo ítem más consumido, la FO no superó
1841 el 18,5 % (Fernandez & Baldi, 2014; Llanos & Travaini, 2020). Sin embargo, la baja FO de
1842 ovinos en la dieta y/o su bajo aporte a la biomasa consumida no debe asociarse linealmente
1843 a ausencia o baja frecuencia de ataques a ovinos (Capítulo IV; Elbroch *et al.*, 2014; Llanos
1844 & Travaini, 2020).

1845 Algunos pumas manifiestan preferencias a nivel individual que difieren de los patrones
1846 dominantes de dieta a nivel poblacional (Elbroch & Wittmer, 2013b). En las EOE
1847 monitoreadas, sólo tres sitios presentaron evidencias de ocupación permanente por pumas
1848 (huellas y heces, registros de depredación y foto-capturas; Capítulo III), por lo que la dieta
1849 descripta podría representar a un reducido número de ejemplares y, consecuentemente,
1850 estar sesgada por sus preferencias individuales (Elbroch & Wittmer, 2013b). Aun así, los
1851 resultados son valiosos en términos de manejo de la depredación y de los herbívoros
1852 nativos. Las presas silvestres contribuyen a mitigar la depredación sobre ganado por
1853 grandes felinos cuando están disponibles a niveles suficientes como para satisfacer las
1854 demandas energéticas de estos depredadores (Polisar *et al.*, 2003; Khorozyan *et al.*, 2015).
1855 Restaurar las poblaciones de herbívoros nativos y promover prácticas de manejo que
1856 reduzcan la probabilidad de encuentros entre pumas y ganado, puede ser una estrategia para
1857 transformar paisajes de conflicto en paisajes de co-existencia (Miller & Schmitz, 2019).

1858 Los zorros colorados consumieron ítems nativos y exóticos en igual proporción. La
1859 liebre europea fue la presa dominante en su dieta, con los Cricétidos y Ctenómidos como
1860 ítems con aportes secundarios. Estos tres ítems representaron más del 90% del volumen
1861 relativo de la dieta y de la biomasa consumida por los zorros colorados. Patrones muy

1862 similares se han registrado en sistemas ganaderos de otras áreas de la estepa patagónica
1863 (Novaro *et al.*, 2000; Novaro *et al.*, 2004; Palacios *et al.*, 2012). Novaro y colaboradores
1864 (2004) han demostrado que en Neuquén y Río Negro las liebres europeas suelen ser
1865 consumidas por los zorros colorados en mayor proporción a lo esperado.

1866 Los ovinos tampoco fueron un ítem relevante en la dieta de zorros colorados. A pesar de
1867 registrarse ataques a ovinos (Capítulo IV), este ítem sólo se detectó en el 1,1 % de las heces
1868 de zorro colorado. En otra región de Río Negro se reportaron resultados similares, con
1869 ovinos presentes en el 3,8 % de los contenidos estomacales de zorros colorados (Novaro,
1870 Funes & Jiménez, 2004). Si bien los zorros colorados presentan una distribución más
1871 homogénea en el área de estudio (Capítulo III) y son capaces de cazar, incluso, ovejas
1872 adultas durante los monitoreos de mortalidad ovina (Capítulo IV) se observó que el 93,5
1873 % de los ataques se produjeron durante los periodos estivales, sobre ovinos menores a 6
1874 meses de edad y menores a 25 kg de peso. Limitantes alométricas asociadas al tamaño del
1875 depredador y al tamaño óptimo de presa (Chakrabarti *et al.*, 2016) podrían inducir a que los
1876 ovinos sean un ítem de disponibilidad estacional para los zorros colorados. Incrementos en
1877 los requerimientos energéticos de zorros colorados asociados a la cría de juveniles también
1878 podrían condicionar este patrón (Sacks 1999). Es probable que el zorro colorado en paisajes
1879 ganaderos pueda cubrir el aumento en la demanda energética asociada a la gestación y al
1880 cuidado parental a través del consumo de corderos (Sacks 1999).

1881 Bajo el contexto de degradación de la base de presas nativas en el que se encuentra el DP
1882 era predecible que, tal como se registró en Neuquén (Novaro, Funes & Walker, 2000), los
1883 herbívoros nativos estuvieran ecológicamente extintos como presas de los depredadores
1884 tope. Sin embargo los herbívoros nativos continúan siendo presas funcionales para pumas y
1885 zorros colorados. La liebre europea es el herbívoro silvestre exótico dominante de la
1886 biomasa de presas disponibles, por lo que su relevancia en las dietas de ambos carnívoros
1887 era predecible. Contrariamente, no era esperable que los ovinos resultaran una presa
1888 irrelevante para ambos depredadores, cuando representan casi el 70 % de la biomasa de
1889 herbívoros del DP. En este contexto, permitir la recuperación de las poblaciones de
1890 herbívoros nativos brindaría la oportunidad de manejar las interacciones carnívoros-presas
1891 silvestres-ganado bajo el marco de la ecología del miedo. Recientemente se ha hipotetizado

1892 que tanto la restauración de presas como la implementación de métodos de disuasión
1893 (perros protectores de ganado, disuasivos lumínicos y sonoros) y de segregación espacial
1894 (como la exclusión del ganado de sitios de refugio de depredadores y presas) podrían
1895 emplearse para generar paisajes de miedo sobre los carnívoros y mitigar los ataques al
1896 ganado (Miller & Schmitz, 2019). Explorar alternativas como esta puede ser vital para
1897 promover la coexistencia entre las actividades productivas locales y los carnívoros
1898 silvestres.

1899

1900

1901

1902

1903

1904

1905

1906

1907

1908

1909

1910

1911

1912

1913

1914

1915 ***Capítulo III: Influencia de factores socio-ambientales***
1916 ***sobre los patrones de ocupación de pumas y zorros***
1917 ***colorados.***

1918 ***Introducción***

1919 Dentro de sus rangos de distribución la presencia de carnívoros en parches de hábitat
1920 depende de múltiples factores. En ambientes prístinos o poco intervenidos, la
1921 disponibilidad de las presas afecta tanto la densidad (Carbone & Gittleman, 2002) como los
1922 patrones de usos del espacio por carnívoros (Elbroch & Wittmer, 2012), mientras que las
1923 interacciones intragremiales también influyen en la selección de parches de hábitat
1924 (Johnson & Franklin, 1994; de Oliveira *et al.*, 2010; Elbroch & Kusler, 2018). En regiones
1925 del oeste de América del Norte, por ejemplo, los pumas habitan en simpatria con lobos
1926 grises (*Canis lupus*), osos pardos (*Ursus arctos*) y osos negros (*U. amercianus*). Frente a
1927 estos los pumas son depredadores subordinados, por lo que prefieren hábitats
1928 estructuralmente complejos (*e.g.* bosques de coníferas y topografías irregulares) para evitar
1929 la competencia, el cleptoparasitismo, los enfrentamientos agonísticos y la depredación por
1930 esos carnívoros (Elbroch & Kusler 2018). En Patagonia los pumas son los depredadores
1931 tope y pueden ejercer efectos análogos sobre los mesocarnívoros subordinados (Elbroch &
1932 Wittmer 2012; Elbroch & Kusler 2018; Díaz-Ruiz *et al.*, 2020). Extinciones locales del
1933 depredador tope pueden liberar al mesodepredador dominante, intensificando la
1934 competencia y depredación intragremial hacia los carnívoros más pequeños del ensamble
1935 (Palomares & Caro 1999; Prugh *et al.*, 2009; de Oliveira *et al.*, 2010; Oliveira & Pereira
1936 2013).

1937 La presencia humana afecta aspectos comportamentales asociados a patrones de
1938 selección de hábitat y actividad temporal de los carnívoros y sus presas (Wang, Smith &
1939 Wilmers, 2017; Gaynor *et al.*, 2018). Los depredadores tope tienden a evitar sitios
1940 expuestos a encuentros con humanos y a desarrollar distintos mecanismos
1941 comportamentales para compensar los costos de vivir en paisajes dominados por humanos
1942 (Sweaner *et al.*, 2008; Ordiz *et al.*, 2011, 2012, 2013; Smith, Wang & Wilmers, 2015;
1943 Wang, Allen & Wilmers, 2015; Wang, Smith & Wilmers, 2017). Por ejemplo, en el estado

1944 de California (EUA), paisajes fragmentados por desarrollos urbanos con diferentes
1945 densidades humanas generan un incremento en la actividad nocturna de pumas y en sus
1946 tasas de captura de ciervos de cola negra (*Odocoileus hemionus colombianus*, su presa
1947 principal en dicha región; Wang *et al.*, 2017). Las perturbaciones humanas también
1948 provocan el abandono prematuro de las carcasas y, subsecuentemente, el incremento de los
1949 costos energéticos asociados a vivir en paisajes antropizados (Wang, Smith & Wilmers,
1950 2017). Los pumas, según su sexo, presentan distintas respuestas a la presencia humana
1951 (Smith, Wang & Wilmers, 2015). Los machos tienden a establecer sus áreas de acción en
1952 zonas de menor densidad humana, mientras que las hembras también suelen establecerse en
1953 zonas más densamente pobladas, que representan sumideros (*i.e.* parches de hábitat con
1954 mayor perturbación humana y menor disponibilidad de ciervos de cola negra) induciendo
1955 una reducción en su éxito reproductivo (Smith, Wang & Wilmers, 2015). Cuando la
1956 presencia de humanos está asociada a una mayor presión de caza, los pumas tienden a
1957 seleccionar parches de menor densidad humana (Guerisoli *et al.*, 2019), incluso dentro de
1958 áreas protegidas (Pia *et al.*, 2013). El “miedo” provocado por humanos genera profundas
1959 alteraciones en los patrones de selección de hábitat y en las interacciones entre los grandes
1960 mamíferos terrestres (Ordiz, Bischof & Swenson, 2013).

1961 Los meso-carnívoros y los herbívoros también exhiben respuestas complejas a los
1962 paisajes de miedo inducidos por los depredadores tope y por los humanos (Wang, Allen &
1963 Wilmers, 2015). Los meso-carnívoros dominantes pueden beneficiarse de la ausencia del
1964 depredador tope (Ritchie & Johnson, 2009; de Oliveira *et al.*, 2010), pero también deben
1965 evadir los riesgos asociados a la presencia humana (Wang, Allen & Wilmers, 2015). Por el
1966 contrario, para los carnívoros sinantrópicos los humanos son una fuente de recursos o,
1967 incluso, refugio respecto a la competencia y depredación intragremial (Rota *et al.*, 2016).
1968 Similarmente, algunos herbívoros evaden tanto el riesgo inducido por los depredadores
1969 como por los humanos, mientras que algunos herbívoros se ven favorecidos de la ausencia
1970 de depredadores cuando la presencia humana no supone un riesgo para la sobrevivencia
1971 (Hebblewhite *et al.*, 2005). Las interacciones intra e intergremiales son tópicos centrales en
1972 la conservación del rol de los carnívoros en paisajes dominados por humanos (Ordiz,
1973 Bischof & Swenson, 2013).

1974 Los patrones de selección de hábitat por carnívoros inciden en el rol estructurador que
1975 estos ejercen sobre las comunidades (Brown, Laundre & Gurung, 1999; Ordiz, Bischof &
1976 Swenson, 2013). La exposición de pumas y zorros colorados a encuentros con humanos
1977 podría desencadenar procesos que afecten el suministro de servicios ecosistémicos (*e.g.*
1978 regulación de presiones de pastoreo por herbívoros silvestres; Ordiz, Bischof, & Swenson
1979 2013). De allí la necesidad de diagnosticar el estado de las poblaciones de depredadores y
1980 de sus interacciones con el resto de las especies que componen la comunidad, a fin de
1981 implementar eventuales medidas de manejo que permitan mantener paisajes funcionales
1982 pese al entorno productivo. El presente capítulo tuvo por objetivo evaluar qué factores
1983 antrópicos y/o ambientales son los principales modeladores de los patrones de ocupación de
1984 pumas y zorros colorados en un socio-ecosistema de la Norpatagonia dominado por la
1985 ganadería.

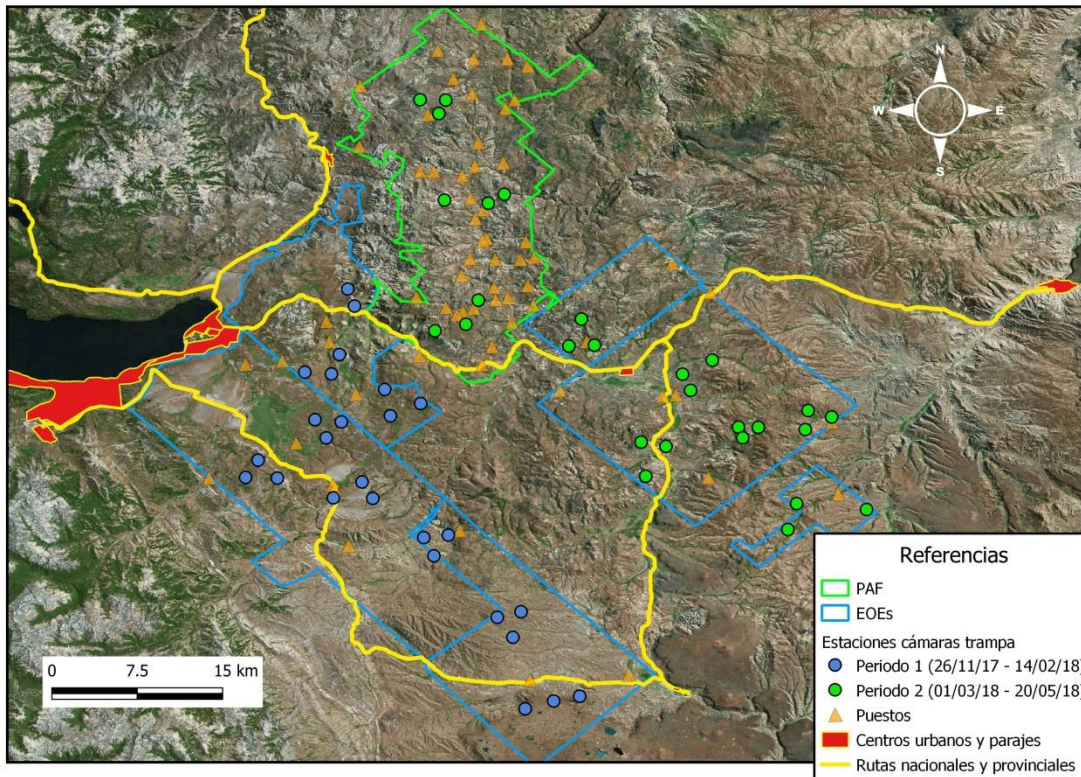
1986 ***Materiales y métodos***

1987 La ocupación de parches es un proceso subyacente asociado a la distribución de las
1988 especies y a la abundancia poblacional (Mackenzie *et al.*, 2006; Hofmeester *et al.*, 2019).
1989 Los modelos de ocupación permiten incorporar covariables para evaluar qué factores
1990 afectan la presencia de una especie, e incorporar la incertidumbre que provoca la
1991 detectabilidad imperfecta sobre los patrones de ocupación observados (Mackenzie *et al.*,
1992 2006; Wearn & Glover-kapfer, 2017; Hofmeester *et al.*, 2019). Para estudiar los patrones
1993 de ocupación de pumas y zorros colorados en el parche de PAF y las EOE del DP, se
1994 emplearon 27 cámaras trampa digitales (15 unidades Moultrie® A5, 6 unidades Primos®
1995 Bullet Proof, 4 unidades Bushnell® Trophy CamHD y 2 unidades R20®). Para poder cubrir
1996 toda el área de estudio, el muestreo se realizó en dos periodos, ambos de 80 días de
1997 duración. Durante el periodo 1 (26/11/2017 al 14/02/2018) se cubrieron las estancias San
1998 Ramón, El Cóndor y las Bayas, mientras que durante el periodo 2 (01/03/2018 al
1999 20/05/2018) se muestrearon las estancias La Garaia, Pilcañeu, La Pastora y el parche de
2000 PAF. La asignación de estaciones de foto-trampeo a cada periodo de muestreo se realizó
2001 contemplando tanto aspectos logísticos como las condiciones ambientales de los sitios
2002 (NDVI, TRI y disponibilidad de presas), *i.e.* se buscó que las condiciones ambientales
2003 asociadas a cada periodo fueran lo más homogéneas posible (ver más adelante). Cada día

2004 de muestreo fue considerado una ocasión de muestreo (máximo número de ocasiones de
2005 muestreo = 80).

2006 La localización potencial de las estaciones fue predefinida en un GIS, empleando el
2007 software *QGIS* ver. 2.18 (QGIS Development Team, 2017). A la capa ráster Bing Satellite
2008 (Bing MapsTM, Microsoft®) como mapa base, para contemplar aspectos de la
2009 geomorfología, vegetación e infraestructura vial, se superpuso una capa de los límites
2010 catastrales de las EOE y del parche de PAF. Las ubicaciones potenciales fueron dispuestas
2011 en una distribución anidada. Se definieron 18 subconjuntos de tres estaciones cada uno, con
2012 una separación de entre 1,5 a 3,5 km entre las estaciones de cada subconjunto. Se definió
2013 una separación de 5 a 12 km entre subconjuntos vecinos. Al momento de la instalación, se
2014 recorrieron las proximidades de las ubicaciones predefinidas y se dispusieron las estaciones
2015 en sitios que (i) presentaran indicios de actividad de pumas, zorros colorados o sus presas
2016 silvestres (principalmente huellas y heces) o (ii) que fueran sectores relevantes en la
2017 planificación del pastoreo ovino de las EOE y la PAF (e.g. potreros de parición). En total
2018 se instalaron 53 estaciones de foto trampeo (26 durante el período 1 y 27 durante el período
2019 2), consistentes de una única cámara trampa, la distancia promedio entre estaciones de un
2020 mismo subconjunto fue de $3,0 \pm 1,2$ km y la distancia promedio entre subconjuntos más
2021 próximos fue de $7,6 \pm 2,2$ km (Figura 9).

2022 Todas las estaciones se instalaron bajo criterios estandarizados, para reducir la
2023 heterogeneidad en las probabilidades de detección (Wearn & Glover-kapfer, 2017;
2024 Hofmeester *et al.*, 2019). Las cámaras fueron fijadas a barras de caño estructural, con sus
2025 sensores a 25-35 cm del suelo. Frente a cada cámara y a una distancia de 5 m se colocó una
2026 estaca de madera con perforaciones, en las que se introdujeron algodones impregnados con
2027 orina de lince ibérico (*Lynx pardinus*) a modo de cebo. Las estaciones fueron revisadas
2028 cada 25-30 días, para recambio de baterías y tarjetas de memoria, y para la renovación del
2029 cebo. La programación del tiempo de pausa entre detecciones y la cantidad de fotografías
2030 por detección dependió de la accesibilidad del ganado a las estaciones (en las estaciones
2031 más accesibles se programaron pausas más prolongadas, máximo de un minuto, y sólo una
2032 fotografía por detección).



2034
2035
2036

Figura 9: Distribución de las estaciones de cámaras trampa según el periodo de muestreo, en los sitios dominados por Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y la Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

2037 Las fotografías correspondientes a los carnívoros focales y los herbívoros presa fueron
2038 clasificadas visualmente. Periodos de tiempo donde los equipos se desempeñaron de forma
2039 defectuosa (*e.g.* falsas detecciones provocadas por el calor y el viento durante días
2040 consecutivos) fueron descartados del análisis, reduciendo el esfuerzo de captura de dichas
2041 estaciones. Registros de la misma especie en la misma estación separados por un lapso de
2042 tiempo menor a 24 h fueron considerados eventos de captura no independientes por lo que
2043 sólo se retuvo el primero de los registros. Los metadatos de las fotografías e historiales de
2044 captura fueron procesados empleando el paquete *camtrapR* ver. 2.0.2 (Niedballa, Courtiol
2045 & Wilting, 2016) en el programa *R* ver. 3.6.3 (R Core Team, 2020).

2046 *Modelos de ocupación y covariables socio-ambientales*

2047 Los patrones de ocupación son el resultado del proceso biológico de ocupación (Eq. 1) y
2048 del proceso de detección (Eq. 2)(Mackenzie *et al.*, 2006). Es decir, que una especie ocupa

2049 un parche cuando se encuentra presente y además es detectada durante el muestreo,
 2050 mientras que su ausencia puede ser resultado del proceso biológico de ocupación (*i.e.* la
 2051 especie efectivamente no ocupa el parche) o del proceso de detección (*i.e.* la especie ocupa
 2052 el parche pero no fue detectada durante el muestreo). En cada uno de estos procesos se
 2053 pueden incluir covariables que expliquen la probabilidad de ocupación y la probabilidad de
 2054 detección (Eqs. 3 y 4, respectivamente). La estructura general de este tipo de modelos es la
 2055 siguiente:

2056

$$2057 \quad Z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi) \text{ for } i = 1, 2, \dots, M \quad \text{Eq. 1}$$

$$2058 \quad Y_{ij} | Z_i \sim \text{Bernoulli}(Z_i p) \text{ for } j = 1, 2, \dots, J_i \quad \text{Eq. 2}$$

$$2059 \quad \text{logit}(\psi_i) = \mathbf{X}_i^T \boldsymbol{\beta} \quad \text{Eq. 3}$$

$$2060 \quad \text{logit}(p_{ij}) = \mathbf{V}_{ij}^T \boldsymbol{\alpha} \quad \text{Eq. 4}$$

2061

2062 Donde, Z_i es la variable latente de ocupación en el sitio i , y la variable Y_{ij} es la
 2063 observación en el sitio i durante la visita j . M es el número total de sitios de muestreo y J_i es
 2064 el número total de visitas al sitio i . \mathbf{X} representa al vector de covariables a nivel de sitio y $\boldsymbol{\beta}$
 2065 el vector de parámetros asociado a cada una de esas variables. \mathbf{V} representa al vector de
 2066 covariables a nivel de observación y $\boldsymbol{\alpha}$ el vector de parámetros asociado a cada una de esas
 2067 variables.

2068 En estudios donde se emplean cámaras trampa, la ocupación y la detección de las
 2069 especies focales puede verse afectada por variables actuando a diferente escala (Hofmeester
 2070 *et al.*, 2019). Para modelar el efecto de factores socio-ambientales sobre los patrones de
 2071 ocupación de pumas y zorros colorados, se definieron covariables actuando a escalas de
 2072 micro-hábitat y de hábitat. Los factores sociales, principalmente asociados a la
 2073 accesibilidad y presión de caza, fueron categorizados como covariables de hábitat
 2074 (Hofmeester *et al.*, 2019).

2075 El micro-hábitat fue caracterizado mediante la altitud, obtenida con un GPS Garmin®
2076 eTrex, y los aspectos biofísicos del sitio, adaptando el procedimiento sugerido por Siffredi
2077 y colaboradores (2015). En todas las estaciones la cobertura de suelo y estructura de la
2078 vegetación se describieron mediante transectas de punto-intersección. Tomando la posición
2079 de la cámara como centro, se trazaron 4 transectas de 10 m en forma de cruz y con los
2080 extremos dirigidos hacia los puntos cardinales. A cada metro se registró el tipo de
2081 cobertura, como suelo desnudo, afloramiento de roca madre o cobertura vegetal. De esta
2082 forma, se calculó la altura promedio de la vegetación y el porcentaje de suelo desnudo y de
2083 afloramiento de roca madre del micro-hábitat. Como aproximación a la calidad del micro-
2084 hábitat respecto a la disponibilidad de presas, según el carnívoro focal del modelo, se
2085 sumaron los registros de presencia de cada especie y del conjunto de presas empleando los
2086 historiales de captura de herbívoros domésticos y silvestres registrados por cada cámara. En
2087 los modelos de ocupación de zorros colorados se incluyó la presencia de liebres, choiques y
2088 ganado ovino, mientras que para el puma se consideró también la presencia de ciervos,
2089 guanacos, ganado vacuno y equinos.

2090 Las covariables ambientales a nivel de hábitat fueron estimadas mediante un GIS,
2091 implementado en el programa *QGIS* ver. 3.8.0 (QGIS Development Team, 2017). En torno
2092 a cada estación se establecieron *buffers* asociados a los patrones de uso del espacio de
2093 pumas y zorros colorados. Las dimensiones del área de acción de una especie influyen en
2094 cómo estas usan el espacio y perciben la calidad del hábitat (Caruso *et al.*, 2015). La
2095 información del tamaño de área de acción fue obtenida de la bibliografía, promediando los
2096 tamaños registrados para machos y hembras. Para pumas, el radio del *buffer* fue de 6.750 m
2097 y consistió en el radio del área de acción estimado para una población de la especie en la
2098 Patagonia chilena (Elbroch & Wittmer, 2012). Para zorros colorados, el radio del *buffer* fue
2099 de 3.500 m y consistió en el diámetro del área de acción estimado para ejemplares de la
2100 especie en la Patagonia chilena (Johnson & Franklin, 1994). Empleando estos *buffers* se
2101 calcularon dos covariables asociadas al relieve del hábitat, la altitud promedio y la
2102 irregularidad del terreno, y una covariable de productividad primaria. Las covariables de
2103 relieve fueron estimadas procesando Modelos Digitales de Elevación (DEM) mediante el
2104 procedimiento de estadísticas ráster de elevación e Índice de Irregularidad del Terreno

2105 (TRI; Riley, DeGloria & Elliot, 1999). La productividad primaria se estimó procesando
2106 imágenes MODIS de los periodos de muestreo de las estaciones y calculando el promedio
2107 del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) de cada *buffer* (Caruso *et al.*, 2015).

2108 Las covariables sociales asociadas con la accesibilidad humana a la ubicación de cada
2109 cámara también se estimaron mediante GIS. Se calculó la distancia de cada estación (i) la
2110 vivienda rural o “puesto” más cercano, (ii) al centro urbano o paraje más cercano y (iii) a la
2111 ruta nacional o provincial más cercana. Por último, se estimó la presión de caza ejercida
2112 sobre pumas y zorros colorados como la cantidad de ejemplares cazados desde el periodo
2113 estival 2017 al periodo estival de 2018 sobre la superficie de los establecimientos. El
2114 número de ejemplares capturados fue obtenido mediante entrevistas (ver Capítulo V). Para
2115 el parche de PAF se promedió la presión de caza ejercida por los 11 productores
2116 entrevistados y se empleó dicho valor en todas las estaciones allí dispuestas.

2117 Para modelar la probabilidad de detección se emplearon covariables a escala de ocasión
2118 de muestreo que podrían afectar dicho proceso: la distancia máxima promedio de detección
2119 de cada modelo de cámara-trampa, los días Julianos correspondientes a cada ocasión de
2120 muestreo y la fase lunar. La distancia de detección de cada modelo de cámara-trampa varía
2121 según la marca y el modelo, influyendo en la superficie efectivamente muestreada por el
2122 dispositivo (Hofmeester *et al.*, 2019). Para estimar la distancia de detección las cámaras-
2123 trampa, se utilizó el procedimiento empleado por Rowcliffe y colaboradores (2008)
2124 replicando las condiciones de instalación durante los muestreos (sensores a 30 cm del
2125 suelo). La fase lunar puede afectar los patrones de actividad de los carnívoros silvestres
2126 (Gaynor *et al.*, 2018) y con ello sus probabilidades de detección (Hofmeester *et al.*, 2019).
2127 La fase lunar correspondiente a cada ocasión de muestreo se expresó como porcentaje de la
2128 cara lunar visible (*i.e.* de 0 a 100 %).

2129 Considerando la estructuración espacio-temporal de los datos (Figura 9) se ajustó un
2130 modelo de ocupación de estación única (Mackenzie *et al.*, 2006) a los historiales de captura
2131 de los carnívoros focales provenientes de cada periodo de muestreo. Es decir, los conjuntos
2132 de datos correspondientes a cada periodo de muestreo y especie fueron modelados de forma
2133 independiente. Los modelos fueron ajustados por Máxima Verosimilitud, utilizando el

2134 programa *R* ver. 3.6.3 (R Core Team, 2020) y el paquete *unmarked* ver. 1.0.1 (Fiske *et al.*,
2135 2017). Se comparó el ajuste relativo de los modelos con las diferentes variables y un
2136 modelo nulo (sin covariables) y se seleccionó el modelo con menor AIC.

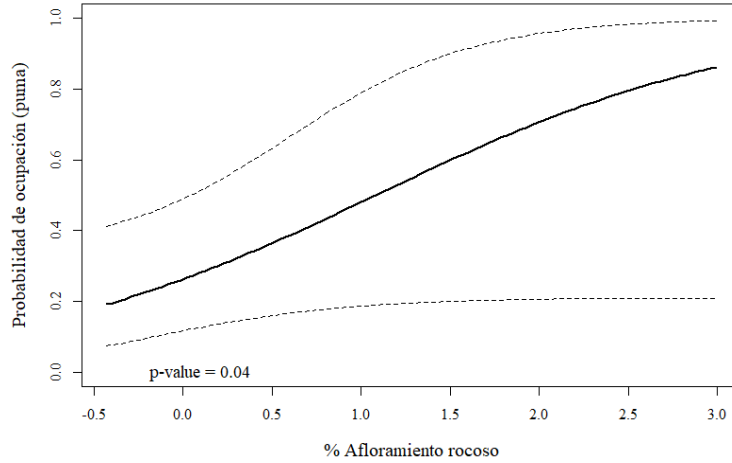
2137 ***Resultados***

2138 El estudio totalizó un esfuerzo de muestreo de 3.821 trampas-día (1.788 trampas-día
2139 durante el periodo 1 y 2.033 trampas-día durante el periodo 2). Se registraron un total de 35
2140 eventos independientes de captura de puma (26 durante el periodo 1 y nueve durante el
2141 periodo 2) y 368 eventos independientes de captura de zorro colorado (231 durante el
2142 periodo 1 y 137 durante el periodo 2).

2143 *Patrones de ocupación por pumas*

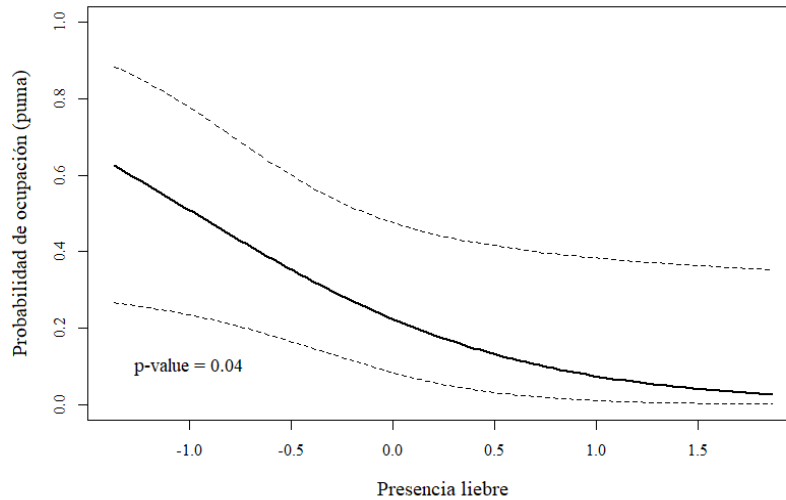
2144 En los periodos 1 y 2, ninguna de las covariables evaluadas para modelar la probabilidad
2145 de detección tuvo efectos significativos sobre dicho parámetro. Es decir, los modelos de
2146 ocupación que mejor ajustaron a los historiales de captura de puma en ambos periodos
2147 fueron aquellos que asumieron detectabilidad constante en el tiempo y entre las estaciones
2148 de muestreo.

2149 Durante el periodo 1, la presencia de ovinos fue la covariable con mayor influencia en el
2150 ajuste de los modelos de ocupación por pumas (ANEXO 5, Tabla I), aunque su efecto no
2151 fue significativo ($z = -0,48$; $p = 0,629$; ANEXO 5, Tabla II, Figura I). La probabilidad de
2152 ocupación por pumas durante este periodo se vio afectada en forma significativa el
2153 porcentaje de afloramiento rocoso ($z = 1,87$; $p = 0,040$; Figura 10; ANEXO 5, Tabla II) y
2154 por la presencia de liebre europea ($z = -2,03$; $p = 0,042$; Figura 11). Ninguna de las
2155 restantes covariables, sea a escala de micro-hábitat o de hábitat, ejercieron una influencia
2156 significativa sobre la probabilidad de ocupación por pumas durante el periodo 1.



2157
2158
2159
2160

Figura 10: Efecto del porcentaje de afloramiento rocoso (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de ocupación por pumas en el periodo 1. La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual y las líneas punteadas los IC 95%.

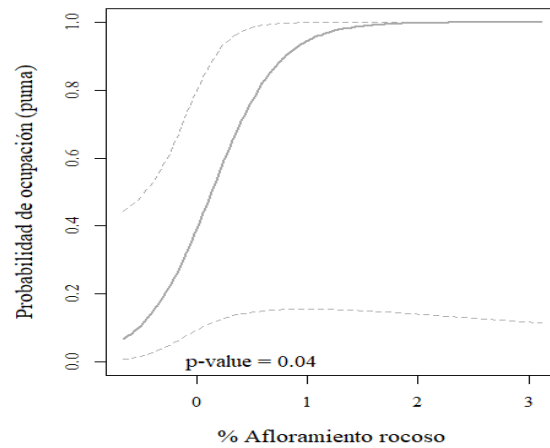


2161
2162
2163
2164

Figura 11: Efecto de la presencia de liebre europea (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de ocupación por pumas en el periodo 1. La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual y las líneas punteadas los IC 95%.

2165 Durante el periodo 2, la presencia de liebre europea fue la covariable con mayor
2166 influencia en el ajuste de los modelos de ocupación por puma (ANEXO 6; Tabla I) aunque
2167 su efecto no fue significativo ($z = -1,33$; $p = 0,185$; ANEXO 6, Tabla II, Figura I). Al igual
2168 que durante el periodo 1, el porcentaje de afloramiento rocoso tuvo un efecto significativo
2169 ($z = 1,81$; $p = 0,040$; Figura 12; ANEXO 6, Tabla II) y positivo sobre la probabilidad de
2170 ocupación. Ninguna de las restantes covariables, sea a escala de micro-hábitat o de hábitat,

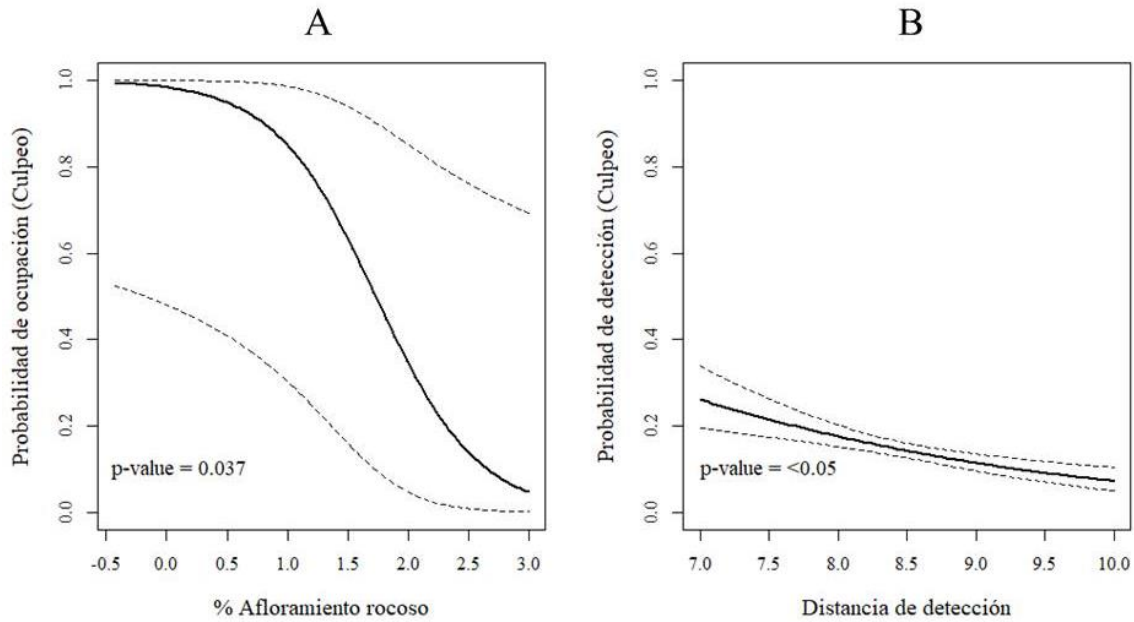
2171 ejercieron una influencia significativa sobre la probabilidad de ocupación por pumas
2172 durante el periodo 2.



2173 **Figura 12:** Efecto del porcentaje de afloramiento rocoso (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de
2174 ocupación por pumas en el periodo 2. La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual y las líneas
2175 punteadas los IC 95%.
2176

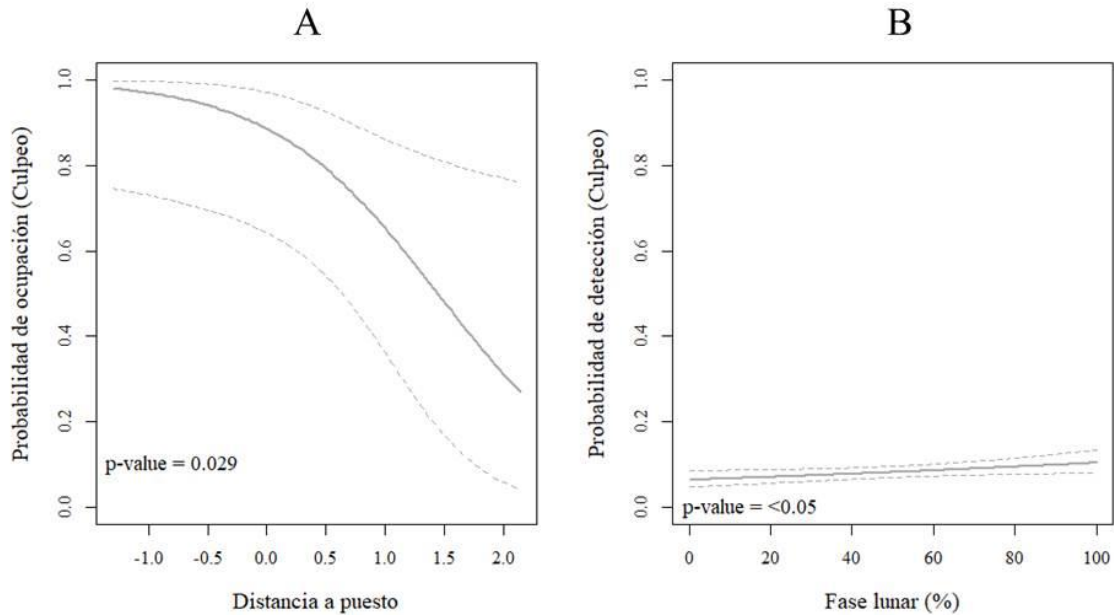
2177 *Patrones de ocupación por zorros colorados*

2178 Durante el periodo 1, las covariables que fueron retenidas en los modelos de ocupación
2179 de zorros colorados con mejor ajuste ($\Delta AIC < 2,00$) fueron la presencia de presas, la
2180 presencia de liebre europea, el NDVI y el porcentaje de afloramiento rocoso (ANEXO 7,
2181 Tabla I), aunque solamente esta última covariable tuvo efecto significativo y negativo sobre
2182 la probabilidad de ocupación ($z = -2,08$; $p = 0,037$; Figura 13; ANEXO 7, Tabla III).
2183 Respecto a las variables a nivel de observación, la distancia de detección asociada a cada
2184 modelo de cámara-trampa tuvo un efecto significativo y negativo sobre la probabilidad de
2185 detección ($z = -4,16$; $p \ll 0,001$; ANEXO 7, Tabla II), indicando que la detectabilidad fue
2186 menor en aquellos dispositivos con mayores distancias de detección. Ninguna de las
2187 restantes covariables, sea a escala de micro-hábitat o de hábitat, ejercieron una influencia
2188 significativa sobre la probabilidad de ocupación por zorros colorados durante el periodo 1.



2189
 2190 **Figura 13:** (A) Efecto del porcentaje de afloramiento rocoso (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de
 2191 ocupación por zorros colorados en el periodo 1. (B) Comportamiento de la probabilidad de detección,
 2192 incorporando la distancia de detección de cada modelo de cámara-trampa como covariable a nivel de
 2193 observación. La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual y las líneas punteadas los IC 95%.

2194 En el periodo 2, la distancia al puesto más cercano fue la covariable que tuvo un mayor
 2195 efecto sobre el ajuste de los modelos de ocupación por zorros colorados (ANEXO 8, Tabla
 2196 I), presentando un efecto significativo y de signo negativo ($z = -2,18$; $p = 0,029$; Figura 14;
 2197 ANEXO 8, Tabla III). Respecto a las variables a nivel de observación, la fase lunar tuvo un
 2198 efecto significativo y positivo sobre la probabilidad de detección ($z = 2,08$; $p = 0,037$;
 2199 ANEXO 8, Tabla II), indicando que la detectabilidad de zorros colorados fue mayor en las
 2200 noches con mayor proporción de la cara lunar visible.



2201
 2202 **Figura 14:** (A) Efecto de la distancia al puesto más cercano (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de
 2203 ocupación por zorros colorados en el periodo 2. (B) Comportamiento de la probabilidad de detección,
 2204 incorporando la fase lunar como covariable a nivel de observación. La línea sólida muestra la regresión del
 2205 estimador puntual y las líneas punteadas los IC 95%.

2206 ***Discusión***

2207 Los patrones de ocupación por pumas en ambos periodos estuvieron influenciados de
 2208 forma positiva por el porcentaje de afloramientos rocosos del micro-hábitat. Es decir, que la
 2209 probabilidad de ocupación por pumas se incrementó con el aumento en la proporción de
 2210 afloramientos rocosos en sitios de muestreo. Por su parte, los patrones de ocupación de
 2211 zorros colorados estuvieron influenciados por diferentes covariables en cada periodo de
 2212 muestreo. Durante el periodo 1, el porcentaje de afloramientos rocosos del micro-hábitat
 2213 afectó inversamente a la probabilidad de ocupación por zorros colorados, indicando que
 2214 dicha probabilidad se reduce a medida que se incrementa el porcentaje de afloramientos
 2215 rocosos. En el periodo 2, la distancia al puesto más cercano tuvo un efecto inverso sobre la
 2216 probabilidad de ocupación por zorros colorados, indicando que dicha probabilidad
 2217 disminuye a medida que aumenta la distancia al puesto más cercano. Ninguna de las
 2218 restantes covariables, sea a escala de micro-hábitat o de hábitat asociadas a factores
 2219 ambientales o a presiones antrópicas, ejercieron una influencia significativa sobre la
 2220 probabilidad de ocupación por pumas y zorros colorados.

2221 La complejidad estructural del micro-hábitat (*i.e.* porcentaje de afloramientos rocosos)
2222 influyó en la probabilidad de ocupación por pumas. Las estaciones que registraron pumas
2223 estuvieron asociadas a micro-hábitats con más del 20 % de afloramientos rocosos,
2224 correspondientes a unidades de paisaje como bardas, cañadones y pedreros. Las
2225 preferencias de pumas por hábitats estructuralmente complejos generalmente se han
2226 interpretado como consecuencia de la estrategia de caza en emboscada (Logan & Sweanor,
2227 2001; Murphy & Ruth, 2010; Guerisoli *et al.*, 2019). Tanto la vegetación como los
2228 accidentes del relieve ofrecen cobertura para el acecho, incrementando la eficiencia de
2229 captura de presas (Husseman *et al.*, 2003; Bolgeri & Novaro, 2015). Sin embargo, la
2230 irregularidad de la topografía y la densidad de la vegetación también pueden servir de
2231 refugio para los pumas, reduciendo el riesgo asociado a los encuentros con humanos
2232 (Elbroch & Wittmer, 2013a; Pia *et al.*, 2013). En áreas protegidas de la Patagonia chilena,
2233 donde los pumas no están expuestos a la presión de caza, tienden a ocupar ambientes
2234 abiertos y con mayor disponibilidad de ungulados gregarios (*i.e.* guanacos; Elbroch &
2235 Wittmer, 2012). En parches de paisaje sometidos a diferentes presiones de caza, como el
2236 mosaico en las sierras de Córdoba que incluye al Parque Nacional Quebrada del Condorito
2237 y a los campos ganaderos vecinos al parque, la probabilidad de ocupación por pumas
2238 estuvo significativamente asociada a la presencia de afloramientos rocosos (Pia *et al.*,
2239 2013). Pia y colaboradores (2013) concluyen que dicho patrón responde a que estos
2240 elementos de paisaje ofrecen refugio a los puma sometidas a caza. Por otro lado, las áreas
2241 dominadas por afloramientos rocosos representan sitios con presencia de presas con alto
2242 valor energético para el puma (*i.e.* guanacos, chinchillones; Capítulo I), las que componen
2243 la mayor parte de la dieta de este carnívoro en el área (Capítulo II). Así, las áreas con
2244 afloramientos rocosos podrían aportar tanto refugio como presas a este carnívoro.

2245 Las diferencias entre periodos en los modelos de ocupación por zorros colorados podrían
2246 responder a diferencias socio-ambientales de los parches de paisaje abordados en cada
2247 periodo. Durante el periodo 1, la probabilidad de ocupación por zorros colorados estuvo
2248 inversamente correlacionada con el porcentaje de afloramientos rocosos. La influencia de la
2249 estructura del micro-hábitat sobre la probabilidad de ocupación por zorros colorados podría
2250 responder a procesos *bottom-up* y *top-down* ocurriendo en simultáneo (Elmhagen &

2251 Rushton, 2007). Es decir, que la asociación negativa entre ausencia de zorros colorados y
2252 micro-hábitats rocosos podría estar indirectamente asociada a una menor disponibilidad de
2253 liebre europea en sitios rocosos (proceso *bottom-up*) y/o a una mayor probabilidad de
2254 ocupación por pumas en estos micro-hábitats (proceso *top-down*). A partir de la
2255 competencia y depredación intragremial, los pumas pueden ejercer efectos reguladores
2256 directos (numéricos) y/o indirectos (mediados por el comportamiento) sobre el ensamble de
2257 meso-carnívoros (Palomares & Caro, 1999; Donadio & Buskirk, 2006; Oliveira & Pereira,
2258 2013; Ordiz, Bischof & Jon E. Swenson, 2013). Dichos efectos suelen ser más intensos
2259 sobre el meso-carnívoro dominante del ensamble, como los zorros colorados (Díaz-Ruiz *et*
2260 *al.*, 2020). Por ejemplo, luego de la creación del Parque Nacional Bosques Petrificados
2261 (Santa Cruz), las poblaciones de pumas y de zorros grises incrementaron sus abundancias,
2262 mientras que la de zorro colorado declinó abruptamente (Díaz-Ruiz *et al.*, 2020). Díaz-Ruiz
2263 y colaboradores (2020) hipotetizaron que la disminución en la población de zorros
2264 colorados podría deberse a la sinergia entre (i) el incremento en la competencia y
2265 depredación intragremial, tras la recuperación de la población de pumas, (ii) la pérdida de
2266 subsidios energéticos, dada la remoción del ganado ovino y (iii) su potencial impacto sobre
2267 la disponibilidad de su presa principal, la liebre europea (el pastoreo ovino reducía la altura
2268 y cobertura de gramíneas y arbustos, favoreciendo a las liebres europeas). Los procesos
2269 reguladores de las comunidades *bottom-up* y *top-down* no son mutuamente excluyentes y
2270 recientemente se ha puesto de manifiesto la necesidad de estudiarlos simultáneamente, más
2271 aún en paisajes antropizados (Elmhagen & Rushton, 2007; Ordiz, Bischof & Swenson,
2272 2013). Sin embargo, los escasos registros de puma impiden evaluar si su presencia influye
2273 en la co-ocurrencia de zorros colorados en el DP.

2274 La presencia humana afecta los patrones de ocupación de los meso-carnívoros (Wang *et*
2275 *al.*, 2015). Durante el periodo 2, la distancia a los puestos más cercanos tuvo un efecto
2276 significativo e inverso sobre la probabilidad de ocupación por zorro colorado. Las
2277 poblaciones de zorro colorado son resilientes a las presiones de caza (Novaro, 1995;
2278 Novaro, Funes & Walker, 2005; Díaz-Ruiz *et al.*, 2020) y adaptables a los disturbios
2279 asociados a la ganadería (Novaro, 1997; Pia *et al.*, 2013; Díaz-Ruiz *et al.*, 2020). Pero una
2280 mayor probabilidad de ocupación por zorros colarados en hábitats próximos a viviendas es

2281 un patrón opuesto al esperable en poblaciones sometidas a caza. Pía y colaboradores (2013)
2282 registraron que en campos ganaderos la probabilidad de ocupación por zorros colorados se
2283 incrementó con la distancia a los asentamientos humanos. Los resultados obtenidos durante
2284 el periodo 2 están influenciados por la densidad de puestos en el parche de PAF (8,1
2285 puestos/100 km²), en relación a la densidad en las estancias La Garaia (1,8 puestos/100
2286 km²), La Pastora (1,9 puestos/100 km²) y Pilcañeu (1,5 puestos/100 km²). Naturalmente, las
2287 estaciones de muestreo en el parche de PAF estuvieron mas próximas a los puestos que en
2288 las estancias (PAF= 1789 ± 737 m ; La Garaia= 4112 ± 3404 m; La Pastora= 4335 ± 1557
2289 m; Pilcañeu= 4206 ± 2174 m). En el parche de PAF, las viviendas familiares están
2290 dispuestas en sitios de menor pendiente y en ambientes de mayor productividad primaria
2291 (*i.e.* generalmente asociados a mallines) en relación al paisaje circundante (Easdale &
2292 Gaitán, 2010). En paisajes dominados por la PAF, los zorros colorados se enfrentan al
2293 compromiso de ocupar sitios seguros (*i.e.* distantes de los puestos) pero poco disponibles en
2294 la PAF, o sitios de mayor productividad con mayor acceso a presas pero con mayor
2295 exposición a los encuentros con humanos (Brown, Laundre & Gurung, 1999).

2296 En resumen, mientras que los zorros colorados están distribuidos más homogéneamente
2297 en el paisaje estudiado, los pumas se encuentran en sitios más localizados. Las diferencias
2298 en los patrones de ocupación por ambos carnívoros pueden influir en aspectos asociados a
2299 sus interacciones con el ganado, tanto en la accesibilidad del mismo como presa (Capítulo
2300 II) como en la incidencia de cada depredador en la mortalidad ovina (Capítulo IV), y en las
2301 interacciones con los pobladores rurales (Capítulos V y VI).

2302

2303

2304

2305

2306

2307 ***Capítulo IV: Incidencia de la depredación como factor de***
2308 ***mortalidad ovina en sistemas extensivos de la estepa***
2309 ***rionegrina.***

2310 ***Introducción***

2311 El rol de los carnívoros en el ecosistema es menospreciado por los pobladores rurales
2312 cuando la depredación representa un riesgo para el sustento económico familiar (Carter,
2313 Riley & Liu, 2012; Marchini & Macdonald, 2012; Ordiz, Bischof & Swenson, 2013). Las
2314 pérdidas económicas que genera la depredación sobre la ganadería han concentrado una
2315 gran atención tanto entre productores ganaderos como en los organismos estatales (Berger,
2316 2006), y la literatura asociada a la interacción entre carnívoros y humanos se centra
2317 mayormente sobre esta problemática (Baker *et al.*, 2008; Dickman, 2010; Peterson *et al.*,
2318 2010; Redpath, Bhatia & Young, 2015). Tales pérdidas son la raíz de la caza en represalia
2319 (Baker *et al.*, 2008; Moberly *et al.*, 2004) y la razón que motiva a muchos estados a aplicar
2320 políticas de erradicación y/o control masivo de carnívoros (Treves & Karanth 2003; Berger
2321 2006; Carter & Linnell 2016). Sin embargo, son escasas las evaluaciones rigurosas sobre el
2322 uso y la afectividad del control letal en la mitigación de la depredación (Treves, Kropfel &
2323 Mcmanus, 2016; Eklund *et al.*, 2017; Van Eeden *et al.*, 2018).

2324 En sistemas multi-depredador y multi-presas, la depredación de ganado puede
2325 desencadenarse por múltiples factores. En la ocurrencia y magnitud de los daños sobre la
2326 ganadería pueden intervenir (i) comportamientos innatos o aprendidos por los carnívoros,
2327 (ii) el estado sanitario, reproductivo y etario de los carnívoros, (iii) la partición del espacio
2328 y recursos tróficos entre especies de carnívoros, (iv) las prácticas de manejo ganadero y (v)
2329 la abundancia y distribución de presas silvestres (Polisar *et al.*, 2003). Generalmente se
2330 asocian los daños por depredación a la presencia de individuos problema, es decir, a sólo
2331 algunos individuos que serían responsables de los ataques a ganado o que atacarían en
2332 mayor proporción que sus coespecíficos (Linnell *et al.*, 1999). En matrices dominadas por
2333 la ganadería, un individuo problema es aquel que depreda una mayor cantidad de ganado a
2334 la esperada según su disponibilidad (Linnell *et al.*, 1999). La presencia de individuos
2335 problema se debería a aspectos comportamentales individuales (*e.g.* pumas que prefieren

2336 ovinos por sobre presas silvestres; Franklin *et al.*, 1999; Elbroch & Wittmer, 2012a), o al
2337 estatus reproductivo de los individuos (*e.g.* parejas reproductivas de coyotes que cazan
2338 ovinos en mayor frecuencia que coyotes no reproductivos; Sacks *et al.*, 2007). Sin
2339 embargo, la evidencia académica es escasa e impide sostener una postura concluyente sobre
2340 los factores que influyen en la existencia de individuos problema (Linnell *et al.*, 1999).

2341 Dada la naturaleza oportunista de la mayoría de los carnívoros, tanto la disponibilidad de
2342 presas como las diferentes prácticas de manejo ganadero tienen una influencia sustancial en
2343 la frecuencia de ataques al ganado (Linnell *et al.*, 1999; Polisar *et al.*, 2003; Odden, Nilsen,
2344 & Linnell 2013; Khorozyan *et al.*, 2015; Eklund *et al.*, 2017; Van Eeden *et al.*, 2018). Un
2345 ejemplo es el uso de Perros Protectores de Ganado (PPG) que reducen la vulnerabilidad de
2346 ovinos frente a la depredación (Rigg *et al.*, 2011; Van Bommel & Johnson, 2012; Young,
2347 Kinka & Young, 2019).

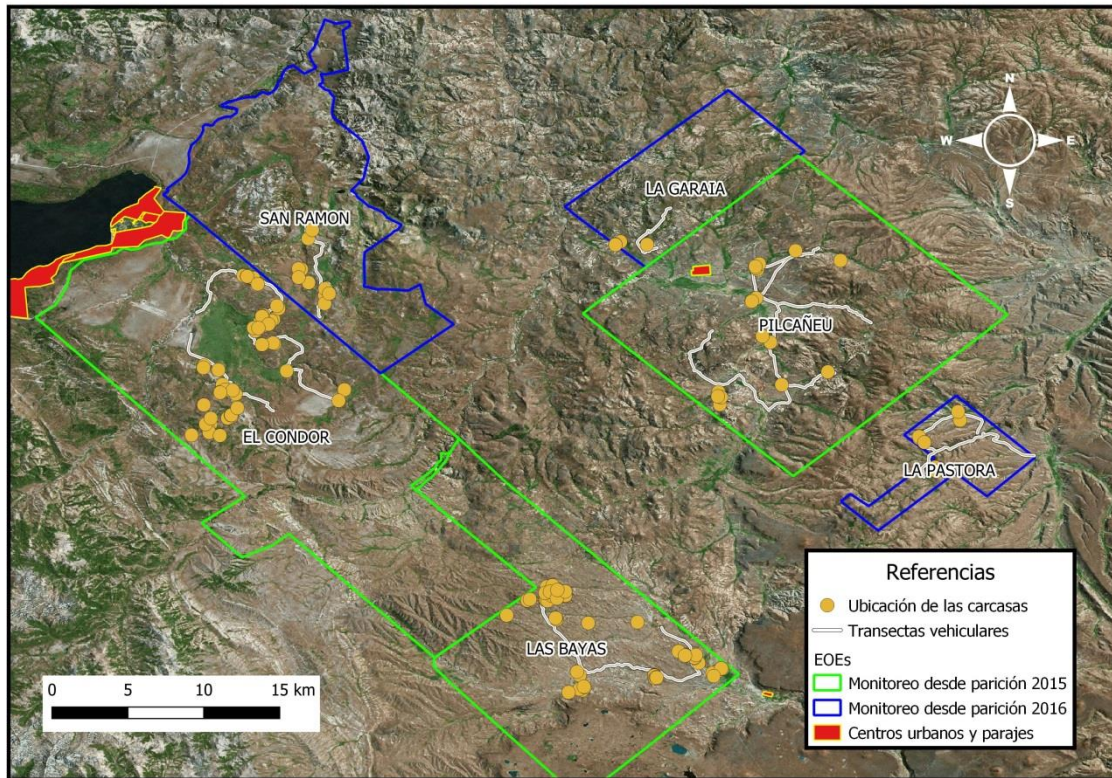
2348 En la Patagonia argentina la depredación representa un factor de mortalidad ovina
2349 relevante. La depredación por zorro colorado es la segunda causa de mortalidad perinatal
2350 (*i.e.* corderos menores a siete días de edad) y la principal causa de muerte de corderos de
2351 siete a 60 días de edad (Bellati & Von Thungen, 1990). Sin embargo, sólo se ha estimado el
2352 impacto de la depredación durante los periodos de parición y cría ovina (60 días postparto),
2353 lo que podría generar patrones sesgados. Factores ambientales, como la disponibilidad y
2354 calidad de forraje, exposición a la inanición e hipotermia durante el invierno, pueden
2355 afectar significativamente la sobrevivencia de ovinos en ambientes con marcada estacionalidad
2356 (Mabille *et al.*, 2016; Fernandez Abella, Cueto & Ferrugem, 2017). Incluso la distribución
2357 espacio-temporal del ganado, podría exponerlos a diferentes riesgos de depredación. En
2358 sistemas multi-depredador que manifiestan patrones interespecíficos de segregación
2359 espacial, el ganado podría ser un recurso inaccesible o de accesibilidad temporal para
2360 algunos carnívoros (Mabille *et al.*, 2016). Por ejemplo, las EOE del DP practican las
2361 pariciones de ovinos en los sectores con mallines de mayor superficie y circundados por
2362 relieves de baja irregularidad (Gáspero, obs. pers.), lo que reduce el acceso a corderos por
2363 parte de los pumas que ocupan preferentemente sitios rocosos e irregulares (Capítulo III).
2364 El presente capítulo tuvo por objetivo estudiar las causas de mortalidad ovina en sistemas
2365 extensivos y la incidencia de la depredación por carnívoros nativos como factor de

2366 mortalidad durante todo el ciclo productivo. De esta forma, se pretende tener una
2367 aproximación al impacto que la depredación por carnívoros nativos ejerce sobre la
2368 ganadería, siendo un potencial motivador de las percepciones y conductas de pobladores
2369 rurales hacia los carnívoros (Baker *et al.*, 2008; Dickman, 2010; Amit & Jacobson, 2017).

2370 ***Materiales y métodos***

2371 Para estudiar las causas de mortalidad ovina en EOE, se recorrieron transectas
2372 vehiculares en búsqueda de carcasas (Bolgeri & Novaro, 2015; Perrig *et al.*, 2017) sobre las
2373 que se practicaron procedimientos estandarizados de necropsia (McFarlane, 1965; Robles
2374 & Uzal, 1991; De Aluja & Constantino, 2002; Shaw *et al.*, 2007; Guarda *et al.*, 2010). Las
2375 transectas fueron dispuestas en los caminos internos de las EOE, procurando recorrer los
2376 sectores con mayor cantidad de ovinos según la estación. La estacionalidad se definió
2377 contemplando criterios productivos. Así, la estación estival inició con la parición de los
2378 ovinos (mediados de octubre) y culminó con el destete de los corderos (entre mediados y
2379 fines de febrero), y la estación invernal consideró el periodo de recría de borregos e
2380 invernada de los ovinos, *i.e.* luego del destete hasta la esquila pre-parto (mediados de
2381 septiembre). Durante la primera temporada (2015-2016) se recorrieron tres estancias (El
2382 Cóndor, Las Bayas y Pilcañeu). A fines del periodo invernal de 2016, la estancia Pilcañeu
2383 incorporó cuatro PPG al manejo del establecimiento, por lo que se decidió aumentar el
2384 tamaño de la muestra con dos EOE que también emplearan PPG (San Ramón y La Garaia)
2385 y una EOE que mantuviera un esquema de manejo ganadero extensivo tradicional (La
2386 Pastora). Por lo tanto, durante la temporada 2016-2017 y el periodo estival 2017-2018, se
2387 recorrieron seis EOE (Figura 15), tres aplicando manejo extensivo tradicional y tres que
2388 implementaron PPG.

2389



2390
2391
2392

Figura 15: Ubicación de los recorridos en los caminos internos de las Explotaciones Ovinas Empresariales y distribución de las carcasas registradas durante el monitoreo.

2393
2394
2395
2396
2397
2398
2399

Para la ejecución de los recorridos se permaneció de seis a diez días consecutivos en cada EOE. En la estancia El Cónдор se definieron dos transectas asociadas a movimientos estacionales de las ovejas madre (*i.e.* potreros de parición y potreros post-destete y servicio). A excepción de la transecta de Pilcañeu, las demás fueron recorridas tanto de ida como de vuelta. Diferentes inconvenientes logísticos generaron interrupciones en el trabajo de campo, provocando un desbalance en los esfuerzos de muestreo realizados en cada sitio (Tabla 14). El 84,5 % del relevamiento fue ejecutado contando con sólo un observador.

2400
2401
2402
2403
2404

2405 **Tabla 14:** Detalle de la longitud de las transectas vehiculares establecidas en cada Explotación Ovina
 2406 Empresarial y el esfuerzo de muestreo (en *n* número de repeticiones de las transectas y en kilómetros
 2407 recorridos) por periodo estacional, ejecutado en cada sitio desde el periodo estival 2015-2016 al periodo
 2408 estival 2017-2018.

Sitio	Superficie (km ²)	Longitud transecta (km)	2015-2016				2016-2017				2017-2018	
			Periodo estival		Periodo invernial		Periodo estival		Periodo invernial		Periodo estival	
			<i>n</i>	Km	<i>n</i>	Km	<i>n</i>	Km	<i>n</i>	Km	<i>n</i>	Km
El Cóndor	509,06	53,74	8	429,92	---	---	14	752,36	15	806,10	6	322,44
		19,86	---	---	30	595,80	---	---	6	119,16	---	---
La Garaia	110,42	13,24	---	---	---	---	14	185,36	6	79,44	6	79,44
La Pastora	51,84	27,33	---	---	---	---	13	355,29	6	163,98	6	163,98
Las Bayas	280,16	45,72	14	640,08	12	548,64	19	868,68	16	731,52	6	274,32
Pilcañeu	396,10	62,99	6	377,94	18	1133,82	14	881,86	12	755,88	6	377,94
San Ramón	236,41	21,50	---	---	---	---	19	408,50	6	129,00	6	129,00

2409

2410 Las transectas se recorrieron diariamente a una velocidad de 5 a 20 km/h, comenzando
 2411 15 a 30 minutos después del amanecer y finalizando entre las 13 h y 18 h, según la época
 2412 del año y la longitud de la transecta. Dada la proximidad entre los potreros de parición de
 2413 San Ramón y El Cóndor, durante los periodos estivales de 2016-2017 y 2017-2018 dichas
 2414 transectas fueron recorridas en simultáneo. La búsqueda de las carcasas se realizó
 2415 observando el comportamiento de los ovinos (movimiento errático y acelerado de ovejas,
 2416 emitiendo vocalizaciones en busca de sus corderos) y las congregaciones de aves
 2417 carroñeras. En caso de ser necesario, se emplearon binoculares 16 x 32. La ubicación de las
 2418 carcasas fue georreferenciada empleando un GPS Garmin® eTrex, y la vegetación y
 2419 topografía de los sitios de hallazgo fue descrita empleando el procedimiento sugerido por
 2420 Siffredi et al. (2015). Ante el hallazgo de las carcasas, se supervisaron cuidadosamente los
 2421 sitios, en busca de huellas de carnívoros coágulos de sangre en el suelo, marcas de arrastre
 2422 u otras carcasas de ejemplares muertos en el mismo evento (*surplus killing*). Se caminó en
 2423 un radio de 100 metros alrededor de cada carcasa, definiendo una trayectoria centrífuga
 2424 respecto de la ubicación de las mismas. Las carcasas de corderos o de ejemplares adultos
 2425 que estuvieran próximos al trayecto vehicular, o algún camino cercano, fueron recolectadas
 2426 y se procesaron al finalizar los recorridos. Luego del procesamiento, los restos de las
 2427 carcasas fueron devueltas, al día siguiente, al lugar o cercanías de donde fueron halladas. A
 2428 las carcasas de adultos que no pudieron transportarse se les ató un trozo de cinta de

2429 polietileno (conocida como “cinta de peligro”) para evitar que fueran carroñadas, hasta ser
2430 procesadas *in situ* una vez terminados los recorridos. Aquellas carcasas cuyas causas de
2431 muerte no pudieron identificarse fueron clasificadas como causas indeterminadas (*e.g.* por
2432 haber sido consumidas de forma casi completa por especies carroñeras). Toda la
2433 información generada durante los procedimientos se registró en formularios diseñados para
2434 necropsias de corderos de 0 a 60 días de edad (ANEXO 9) y para ovinos mayores a 60 días
2435 (ANEXO 10).

2436 Los ejemplares fueron sexados siempre que fue posible (corderos no presentan
2437 dimorfismos a nivel óseo –Hatting, 1995-, en caso de que los genitales y órganos
2438 reproductivos hubieran sido consumidos por carroñeras), y se estimó su edad a partir de los
2439 patrones de emergencia y desgaste de piezas dentarias. Se definieron las siguientes
2440 categorías etarias: corderos menores a siete días, corderos mayores a siete días (de la
2441 semana de vida al destete), borregos (del destete al primer año) y adultos (mayores a un
2442 año). En el caso de los machos, también se discriminó entre ejemplares castrados
2443 (“capones”) y reproductores (carneros). Carcasas de corderos menores a los seis meses
2444 fueron pesados empleando una balanza digital de mano. El tiempo transcurrido desde la
2445 muerte fue estimado a partir de la evolución de cambios *post-mortem* asociados al proceso
2446 de *rigor mortis* (De Aluja & Constantino, 2002). Las causas de mortalidad perinatal (*i.e.*
2447 muertes ocurridas pre-, intra- y postparto antes de cumplir la semana de vida) fueron
2448 determinadas empleando el protocolo desarrollado por McFarlane (1965). Las carcasas
2449 fueron revisadas externamente en busca de incisiones y hemorragias externas, antes de
2450 proceder con la necropsia propiamente dicha (De Aluja & Constantino, 2002). En caso de
2451 sospecharse de la ocurrencia de depredación, se prestó particular atención a la distribución,
2452 profundidad y características de las incisiones (distancia entre caninos y diámetro de las
2453 perforaciones), contemplando los patrones de ataque descritos para pumas, zorros
2454 colorados y perros domésticos y asilvestrados (Bellati & Von Thungen, 1990; Shaw *et al.*,
2455 2007; Guarda *et al.*, 2010). Los ovinos depredados hallados el mismo día, con la misma
2456 data de muerte y en un mismo sitio, se asumieron correspondientes a un mismo evento de
2457 depredación (*i.e. surplus killing*; Khorozyan *et al.*, 2017).

2458 Siempre que fue posible se evaluó el estado nutricional y sanitario de los ejemplares.
2459 Tanto en corderos como en adultos se revisó la presencia y estado de reservas grasas
2460 perirrenales, pericárdica y coronaria aplicando un puntaje de 0 a 3 (0 = ausencia de reservas
2461 o inanición severa, 1 = estado nutricional malo, 2 = estado nutricional regular a bueno, 3 =
2462 estado nutricional muy bueno; Robles & Uzal, 1991). En ejemplares mayores a los tres
2463 meses de vida también se revisó de manera visual la consistencia (sólida, gelatinosa o
2464 líquida) y color (blanca, rosada o roja) de la médula ósea del fémur (Shaw *et al.*, 2007;
2465 Raglus *et al.*, 2019). El consumo del contenido graso de la médula ósea es un signo
2466 patognómico de malnutrición, sea por factores exógenos (*i.e.* ingesta deficitaria de forraje)
2467 o endógenos (*i.e.* procesos patológicos o fisiológicos conducentes a cuadros de
2468 malnutrición y/o incremento de la actividad hematopoyética) (Raglus *et al.*, 2019). Tal
2469 procedimiento es inapropiado en corderos menores a tres meses, debido a que en dicho
2470 periodo la médula ósea presenta, principalmente, actividad hematopoyética (*i.e.* no se
2471 acumulan grasas durante dicho periodo) (De Aluja & Constantino, 2002). El estado de
2472 reservas grasas de la médula ósea fue categorizado como “normal” (color blanco y
2473 consistencia sólida), “regular” (color rosado y consistencia gelatinosa) y “malo” (color rojo
2474 y consistencia líquida). El estado sanitario, por su parte, fue evaluado mediante (i) la
2475 revisión del tamaño de ganglios linfáticos, (ii) la constatación de presencia de parásitos
2476 internos y (iii) la observación de abscesos en órganos vitales (corazón, pulmones e hígado)
2477 mediante cortes transversales en dichas vísceras (De Aluja & Constantino, 2002).

2478 El estado nutricional y sanitario fue contemplado para clasificar los eventos de
2479 depredación en (i) depredación primaria (ataques sobre ovinos que, de no mediar el ataque
2480 del depredador, no hubieran muerto), (ii) depredación secundaria (sobre ovinos inviables
2481 que hubieran muerto por un factor primario asociado a falencias nutricionales o sanitarias,
2482 independientemente del ataque del depredador) o (iii) depredación indeterminada (aquellos
2483 casos de corderos menores a tres meses cuya condición nutricional y sanitaria *ante-mortem*
2484 no pudo establecerse) (Bellati & Von Thungen, 1990). Se consideraron ovinos inviables a
2485 aquellos que presentaron (a) estados nutricionales malos o cuadros de inanición severa y/o
2486 (b) signos visibles de cuadros patológicos graves (dado que no se realizaron estudios
2487 histopatológicos).

2488 Las diferencias en mortandad y en la incidencia de la depredación entre EOE, se
2489 exploraron relativizando las frecuencias absolutas respecto del esfuerzo de muestro
2490 (Klebenow & McAdoo, 1976). Es decir, el número total de ovinos muertos en la *i* EOE se
2491 dividió por la cantidad total de repeticiones de las transectas ejecutadas en la *i* EOE. Dado
2492 que las transectas fueron ejecutadas diariamente, cada réplica se consideró equivalente a un
2493 día de muestreo. Se procedió del mismo modo respecto al número total de ovinos
2494 depredados por la *j* especie de depredador en la *i* EOE.

2495 **Resultados**

2496 Se recolectaron en total 139 carcasas ovinas a lo largo de todo el estudio. El 97,1 % de
2497 las carcasas fue encontrada en un periodo de tiempo inferior a las 24 h de transcurrida la
2498 muerte. El 15,1 % de las carcasas correspondieron a corderos menores a siete días ($n = 21$),
2499 el 32,4 % a corderos mayores a siete días ($n = 45$), el 16,5 % a borregos ($n = 23$) y el 36,0
2500 % a ovinos adultos ($n = 50$). El 54,6 % de los ovinos fueron hembras ($n = 76$), el 39,6 %
2501 machos ($n = 55$) y el 5,8 % restante no pudo ser sexado ($n = 8$) por ser corderos cuyos
2502 órganos reproductivos fueron consumidos por carroñeras. A partir de los procedimientos de
2503 necropsia se determinaron siete factores de mortalidad (Tabla 15): depredación ($n = 99$;
2504 71,2 %), inanición ($n = 9$; 6,5 %), complejo inanición-hipotermia ($n = 3$; 2,2 %), hipotermia
2505 ($n = 2$; 1,4 %), distocia ($n = 1$; 0,7 %), malformación congénita ($n = 1$; 0,7 %) y asfixia por
2506 inmersión ($n = 1$; 0,7 %). Para las 23 carcasas restantes (16,6 %) no pudo diagnosticarse la
2507 causa de muerte.

2508 La incidencia de los factores de mortalidad varió según la edad de los ovinos, con
2509 factores nutricionales y climáticos (inanición, hipotermia y complejo inanición-hipotermia)
2510 afectando principalmente a corderos menores a siete días, mientras que la depredación
2511 incrementó su incidencia en ovinos mayores a dicha edad. Para el 48,2 % del total de
2512 carcasas halladas, la causa de muerte fue atribuida a la depredación por carnívoros nativos.
2513 La depredación por puma o por zorro colorado pudo constatarse como causa de muerte en
2514 25,9 % y 22,3 %, respectivamente, del total de necropsias ejecutadas. La depredación por
2515 perros fue responsable del 21,6 % de las muertes registradas. El 66,7 % de la depredación
2516 fue de carácter primario ($n = 66$), el 13,1 % de tipo secundario ($n = 13$) y el 20,2 % restante

2517 indeterminada (n = 20, Tabla 17). En el 92,3 % (n = 12) de los eventos de depredación
 2518 secundaria, los ovinos presentaron cuadros severos de inanición o estado nutricional malo.
 2519 El caso restante correspondió a uno de los eventos depredación secundaria por aves, que
 2520 involucró a 26 cóndores (*Vultur gryphus*) abordando a una oveja adulta (mayor a 5 años)
 2521 que presentó indicios de un proceso infeccioso grave (abscesos en pulmones y pericardio).
 2522 Justamente, la depredación secundaria por aves tuvo una incidencia marginal (1,7 %) en la
 2523 mortalidad registrada, constatándose sólo dos eventos de este tipo. El evento restante
 2524 involucró a 2 caranchos (*Caracara plancus*) abordando a un cordero de menos de 7 días de
 2525 vida, que presentaba un cuadro severo de inanición.

2526 **Tabla 15:** Factores de mortalidad registrados desde el periodo estival de 2015-2016 al periodo estival de
 2527 2017-2018.

	2015-2016		2016-2017		2017-2018
	Estival	Invernal	Estival	Invernal	Estival
Inanición	5	1	2	1	
Inanición-hipotermia	1		1	1	
Hipotermia			2		
Distocia			1		
Malformación congénita			1		
Asfixia por inmersión				1	
Depredación	14	24	25	28	8
<i>Puma</i>		17	7	12	
<i>Zorro colorado</i>	14	1	5	3	8
<i>Perro</i>		6	11	13	
<i>Carancho</i>			1		
<i>Cóndor</i>			1		
Indeterminado	3	2	7	10	1

2528 Los perros fueron los depredadores que más ovinos mataron por evento (rango = 1-8
 2529 ovinos), seguidos por pumas (rango = 1-6) y zorros colorados (rango = 1-4; Tabla 17). De
 2530 los ovinos cazados por pumas el 86,1 % fueron adultos y el 13,9 % restante fueron corderos
 2531 mayores a siete días. Los zorros colorados cazaron un 87,1 % de corderos mayores a siete
 2532 días y el resto se distribuyó en iguales proporciones (6,4 %) entre borregos y adultos. Por
 2533 su parte, la depredación por perros ocurrió en un 43,3 % sobre borregos, 33,3 % sobre
 2534 adultos y un 23,3 % sobre corderos (Tabla 16).

2535 **Tabla 16:** Detalle de los factores de mortalidad en función de la edad de los ovinos muertos registrados desde
 2536 el periodo estival 2015-2016 al periodo estival 2017-2018. Se presenta la cantidad (*n*) de ovinos hallados para
 2537 cada categoría etaria y el porcentaje (%) correspondiente a las causas de mortalidad asignadas en cada
 2538 categoría etaria.

	Corderos < 7 días		Corderos > 7 días		Borregos		Adultos	
	<i>(n</i> =21)		<i>(n</i> =45)		<i>(n</i> =23)		<i>(n</i> =50)	
	<i>n</i>	%	<i>n</i>	%	<i>n</i>	%	<i>n</i>	%
Inanición	6	28,57	1	2,22	1	4,35	1	2,00
Inanición-hipotermia	2	9,52					1	2,00
Hipotermia	2	9,52						
Distocia	1	4,76						
Malformación congénita	1	4,76						
Asfixia por inmersión							1	2,00
Depredación	3	14,29	37	82,22	15	65,22	43	86,00
<i>Puma</i>			5	11,11	0	0,00	31	62,00
<i>Zorro colorado</i>			27	60,00	2	8,70	2	4,00
<i>Perro</i>	1	4,76	5	11,11	13	56,52	10	20,00
<i>Carancho</i>	1	4,76						
<i>Cóndor</i>							1	2,00
Indeterminado	6	28,57	7	15,56	7	30,43	3	6,00

2539

2540 **Tabla 17:** Cantidad y porcentaje de carcasas correspondientes a cada tipo de depredación, según las especies
 2541 involucradas en los eventos, y número promedio de ovinos depredados por evento.

	Puma	Zorro colorado	Perro	Carancho	Cóndor
Depredación primaria	33 (91,67 %)	17 (54,84 %)	16 (53,33 %)	0 (0,00 %)	0 (0,00 %)
Depredación secundaria	1 (2,78 %)	1 (3,23 %)	9 (30,00 %)	1 (100,00 %)	1(100,00 %)
Depredación indeterminada	2 (5,56 %)	13 (41,94 %)	5 (16,67 %)	0 (0,00 %)	0 (0,00 %)
Número de eventos	18	22	11	1	1
Ovinos muertos por evento	2,00 ± 1,57	1,41 ± 0,73	2,73 ± 2,33	1,00	1,00

2542 Para el 48,2 % del total de carcasas halladas, la causa de muerte fue atribuida a la
 2543 depredación por carnívoros nativos. La depredación por puma o por zorro colorado pudo
 2544 constatarse como causa de muerte en 25,9 % y 22,3 %, respectivamente, del total de
 2545 necropsias ejecutadas. La depredación por perros fue responsable del 21,6 % de las muertes
 2546 registradas. El 66,7 % de la depredación fue de carácter primario (*n* = 66), el 13,1 % de tipo
 2547 secundario (*n* = 13) y el 20,2 % restante indeterminada (*n* = 20, Tabla 17). En el 92,3 % (*n*
 2548 = 12) de los eventos de depredación secundaria, los ovinos presentaron cuadros severos de
 2549 inanición o estado nutricional malo. El caso restante correspondió a uno de los eventos

2550 depredación secundaria por aves, que involucró a 26 cóndores (*Vultur gryphus*) abordando
2551 a una oveja adulta (mayor a 5 años) que presentó indicios de un proceso infeccioso grave
2552 (abscesos en pulmones y pericardio). Justamente, la depredación secundaria por aves tuvo
2553 una incidencia marginal (1,7 %) en la mortalidad registrada, constatándose sólo dos eventos
2554 de este tipo. El evento restante involucró a 2 caranchos (*Caracara plancus*) abordando a un
2555 cordero de menos de 7 días de vida, que presentaba un cuadro severo de inanición.

2556 Los perros fueron los depredadores que más ovinos mataron por evento (rango = 1-8
2557 ovinos), seguidos por pumas (rango = 1-6) y zorros colorados (rango = 1-4; Tabla 17). De
2558 los ovinos cazados por pumas el 86,1 % fueron adultos y el 13,9 % restante fueron corderos
2559 mayores a siete días. Los zorros colorados cazaron un 87,1 % de corderos mayores a siete
2560 días y el resto se distribuyó en iguales proporciones (6,4 %) entre borregos y adultos. Por
2561 su parte, la depredación por perros ocurrió en un 43,3 % sobre borregos, 33,3 % sobre
2562 adultos y un 23,3 % sobre corderos.

2563 Las EOE con mayor cantidad de ovinos muertos (agrupando todas las causas de muerte)
2564 en función del esfuerzo de muestreo (Tabla 18; Figura 16) fueron Las Bayas (0,79 ovinos
2565 muertos/día de muestreo) y El Cóndor (0,60 ovinos muertos/día de muestreo). La
2566 incidencia de la depredación fue variable entre los establecimientos, aunque los mayores
2567 valores también se registraron en esos mismos establecimientos (Tabla 18; Figura 17). Las
2568 Bayas fue el establecimiento con mayor incidencia de depredación por carnívoros nativos;
2569 pumas y zorros colorados depredaron 0,25 ovinos/día de muestreo y 0,31 ovinos/día de
2570 muestreo, respectivamente. En El Cóndor, los depredadores con mayor incidencia fueron
2571 pumas (0,23 ovinos depredados/día de muestreo) y perros (0,20 ovinos depredados/día de
2572 muestreo). La estancia La Garaia fue el único establecimiento donde no se registraron
2573 muertes por depredación.

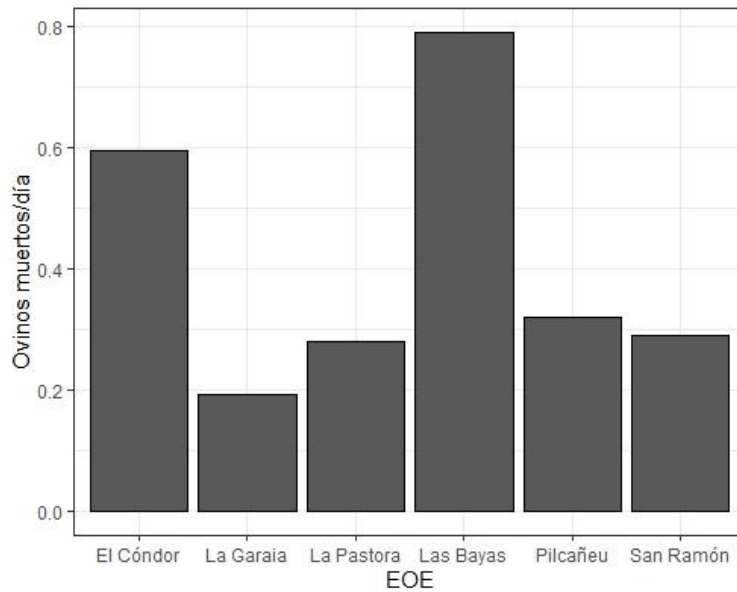
2574

2575

2576 **Tabla 18:** Detalle de los factores de mortalidad ovina registrados en cada Explotación Ovina Empresarial del
 2577 departamento Pilcaniyeu. Se presenta el número absoluto de carcasas (*N*) y el porcentaje (%) correspondiente
 2578 a cada factor respecto del total de necropsias ejecutadas en cada establecimiento.

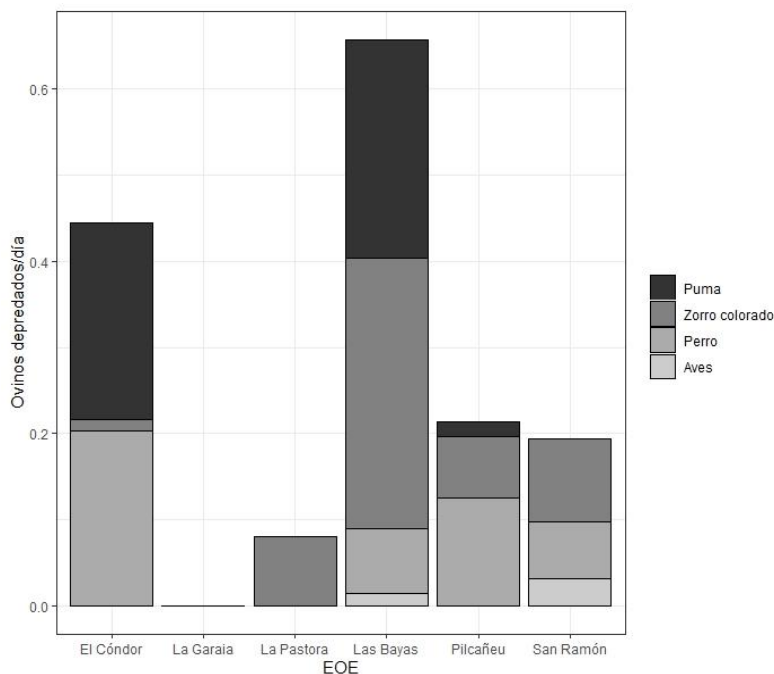
	El Cóndor		La Garaia		La Pastora		Las Bayas		Pilcañeu		San Ramón	
	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%
Inanición	1	2,13	2	40,00			5	9,43	1	5,56		
Inanición-hipotermia			1	20,00			1	1,89	1	5,56		
Hipotermia			1	20,00	1	14,29						
Distocia					1	14,29						
Malformación congénita			1	20,00								
Asfixia por inmersión									1	5,56		
Depredación	35	74,47			2	28,57	44	83,02	12	66,67	6	66,67
<i>Puma</i>	18	38,30					17	32,08	1	5,56		
<i>Zorro colorado</i>	1	2,13			2	28,57	21	39,62	4	22,22	3	33,33
<i>Perro</i>	16	34,04					5	9,43	7	38,89	2	22,22
<i>Carancho</i>							1	1,89				
<i>Cóndor</i>											1	11,11
Indeterminado	11	23,40			3	42,86	3	5,66	3	16,67	3	33,33

2579



2580

2581 **Figura 16:** Ovinos muertos en función del esfuerzo de muestreo (días) ejecutado en las Explotaciones Ovinas
 2582 Empresariales (EOE) del departamento Pilcaniyeu durante el periodo estival 2015-2016 al periodo estival
 2583 2017-2018.



2584
2585
2586
2587

Figura 17: Ovinos depredados en función del esfuerzo de muestreo (días) ejecutado en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) del departamento Pilcaniyeu durante el periodo estival 2015-2016 al periodo estival 2017-2018.

2588

2589

Discusión

2590

En los sistemas ganaderos extensivos del DP la depredación por carnívoros nativos fue la principal causa de mortalidad ovina. Pumas y zorros colorados causaron el 25,9 % y el 22,3 %, respectivamente, de las muertes registradas. La depredación por perros causó una proporción de muertes similar (21,6 %) a la provocada por los carnívoros nativos. La depredación fue el factor dominante de mortalidad en ovinos mayores a los 60 días de vida. Durante el periodo perinatal (ovinos menores a siete días de vida) los principales factores de mortalidad estuvieron asociados a aspectos nutricionales y climáticos, es decir, la inanición, la hipotermia y el complejo inanición-hipotermia. Durante este estudio sólo se registraron dos eventos de depredación secundaria que involucraron a aves carroñeras (cóndores andinos) y carroñeras facultativas (caranchos).

2600

En las EOE estudiadas del DP, el 48,2 % de los ovinos hallados muertos murió depredado por carnívoros nativos. La depredación por carnívoros silvestres como principal factor de mortalidad ovina se corrobora tanto en antecedentes de Patagonia (Olaechea *et al.*,

2602

2603 1981; Bellati & Von Thungen, 1990) como en otras regiones del mundo (Klebenow &
2604 McAdoo, 1976; Mysterud & Warren, 1992; Warren, Mysterud & Lynnebakken, 2001;
2605 Palmer, Conover & Frey, 2010). Por ejemplo, la depredación por osos pardos (*Ursus*
2606 *arctos*) en Noruega y por coyotes (*Canis latrans*), pumas y osos negros (*Ursus americanus*)
2607 en Utah (EUA), fue responsable del 73,5 % (Mysterud & Warren, 1992) y el 87,0 %
2608 (Palmer, Conover & Frey, 2010) de las muertes de ovinos, respectivamente. En el presente
2609 estudio se detectó un incremento en la depredación por puma, respecto a estudios realizados
2610 en el DP durante el periodo 1979-1986, en los que no se registraron ataques por dicha
2611 especie, siendo el zorro colorado el principal depredador de entonces (Bellati & Von
2612 Thungen, 1990). Similares resultados se registraron en Utah; mientras que los coyotes
2613 fueron responsables del 98,0 % de la depredación en 1972-1975 (Taylor, Workman &
2614 Bowns, 1979), las muertes por puma representaron el 31,0 % de los ovinos depredados en
2615 la misma área en 2006-2007 (Palmer, Conover & Frey, 2010). Los autores atribuyeron
2616 dicho cambio a procesos de recolonización por parte de las poblaciones de puma. El
2617 proceso de recolonización que experimenta la especie en el cono sur también podría
2618 explicar el incremento de eventos de depredación por puma en el DP y otras zonas de
2619 Patagonia (Walker & Novaro, 2010).

2620 La depredación comienza a ser la principal causa de muerte de ovinos luego de
2621 atravesado el periodo perinatal. Durante la primera semana de vida los corderos son más
2622 vulnerables a la inanición (28,6 %), la hipotermia (9,5 %) y al complejo inanición-
2623 hipotermia (9,5 %). La condición nutricional materna durante el último tercio de gestación,
2624 influye (i) en la cantidad de reservas grasas y (ii) en el peso del cordero al nacimiento, (iii)
2625 en la producción de calostro, (iv) en la duración del parto y (v) en el tiempo de
2626 recuperación de la madre y, consecuentemente, el tiempo que esta demora en ofrecerle
2627 cuidado parental al cordero (Dwyer, 2003; Refshauge *et al.*, 2016; Fernandez Abella, Cueto
2628 & Ferrugem, 2017). En sistemas extensivos de Patagonia, corderos que nacen con escasas
2629 reservas grasas son más vulnerables frente a factores climáticos, como el viento y el frío,
2630 que provocan cuadros de hipotermia (Coronato, 1999). Luego del parto, las ovejas en malas
2631 condiciones nutricionales demoran más tiempo en recuperarse y tienden a abandonar al
2632 cordero para reanudar el forrajeo exponiendo a los neonatos a la inanición (Fernandez

2633 Abella, Cueto & Ferrugem, 2017). En sistemas de producción extensiva los factores
2634 nutricionales y climáticos son sinérgicos (Coronato, 1999; Fernandez Abella, Cueto &
2635 Ferrugem, 2017) y su relevancia no debe ser subestimada, ya que provocan entre el 30 y el
2636 80 % de las muertes perinatales (Bellati & Von Thungen, 1990; Refshauge *et al.*, 2016). En
2637 el presente estudio, la incidencia del complejo inanición-hipotermia podría estar
2638 subestimada dado el alto porcentaje (28,6 %) de corderos menores a siete días de vida cuya
2639 causa de muerte no pudo establecerse debido al nivel de carroñeo que presentaron las
2640 carcasas.

2641 Atravesado el periodo perinatal, la depredación comenzó a ser el factor de mortalidad
2642 dominante de ovinos en las EOE, en concordancia con lo observado por otros autores
2643 (Bellati & Von Thungen, 1990; Mysterud & Warren, 1992; Warren & Mysterud, 1995). El
2644 60,0 % de las carcasas de corderos de más de una semana de vida fueron depredados por
2645 zorros colorados. Patrones similares se han registrado en el hemisferio norte, ya sea por
2646 aspectos asociados al manejo ganadero (*i.e.* las pariciones se practican en confinamiento o
2647 en potreros reducidos, y los corderos comienzan el pastoreo en condiciones extensivas
2648 luego de horas o de uno a cuatro días posteriores al nacimiento; Nass, 1977; Warren &
2649 Mysterud, 1995; Moberly *et al.*, 2004) o a la biología de los carnívoros silvestres (*i.e.*
2650 incrementos en los requerimientos energéticos de los carnívoros, asociados al cuidado
2651 parental de sus crías; Warren & Mysterud 1995; Sacks *et al.*, 2007). Casi la totalidad de los
2652 ovinos depredados por zorros colorados fueron corderos mayores a siete días, lo que podría
2653 responder a limitantes alométricas que dificultan la captura de borregos y ovinos adultos
2654 (Dar *et al.*, 2009; Chakrabarti *et al.*, 2016) y/o a incrementos en las demandas energéticas
2655 asociadas al cuidado parental de sus crías (Sacks *et al.*, 2007).

2656 La depredación por perros domésticos y/o asilvestrados constituye un problema de
2657 escala global (Bergman, Breck & Bender, 2009; Young *et al.*, 2011). En Estados Unidos,
2658 por ejemplo, los perros son responsables del 11 al 15 % de las pérdidas por depredación
2659 sobre ovinos y caprinos a nivel nacional (NASS, 1991, 1995, 2000). El perro es el segundo
2660 depredador que más daños provoca, detrás del coyote, superando a pumas, osos pardos y
2661 osos negros. La incidencia de la mortalidad por perros registrada en este estudio (21,6 %),
2662 supone un incremento respecto a los antecedentes para la Patagonia argentina (Bellati &

2663 Von Thungen, 1990) e incluso podría estar subestimada. En el presente trabajo sólo pudo
2664 registrarse la mortandad inmediata a los ataques. Como consecuencia de los eventos de
2665 depredación por perros, un número variable de ovinos resultan con heridas (mutilaciones,
2666 hemorragias y traumatismos) que desencadenan la muerte con posterioridad a la ocurrencia
2667 de los ataques como consecuencia de procesos infecciosos o fallas orgánicas (Guarda *et al.*,
2668 2010; Gáspero, obs. pers.).

2669 La depredación por aves carroñeras y carroñeras facultativas tiene una incidencia
2670 marginal en la mortalidad ovina (Bellati & Von Thungen, 1990; Margalida, Campión &
2671 Donázar, 2014; Ballejo, Plaza & Lambertucci, 2020). Solamente dos eventos de este tipo
2672 fueron registrados en este estudio, representando el 1,4 % del total de las muertes
2673 documentadas. Aunque los ovinos involucrados en estos eventos presentaban signos
2674 vitales, ambos se encontraban en condición agónica. Por ello, debería reconsiderarse la
2675 pertinencia del término bajo el que fueron categorizados dichos eventos (*i.e.* depredación
2676 secundaria). En estudios de mortalidad perinatal realizados en diferentes regiones de
2677 Patagonia durante el periodo 1979-1986, la depredación secundaria por aves carroñeras
2678 provocó alrededor del 4,6 % de las muertes de corderos (Bellati & Von Thungen, 1990).
2679 Recientemente, Ballejo y colaboradores (2020) realizaron 311 horas de observación
2680 sistemática de partos ovinos en las estancias El Cóndor y San Ramón (DP, Río Negro)
2681 durante las temporadas de pariciones 2016, 2017 y 2018. Los autores encontraron que, de
2682 los partos registrados, las aves carroñeras estuvieron involucradas en la muerte del 4,3 % de
2683 los corderos. Sin embargo, las observaciones no fueron acompañadas por procedimientos
2684 de necropsia, lo que impide establecer la condición en la que se encontraban los corderos
2685 (Ballejo, Plaza & Lambertucci, 2020). Los mismos factores asociados al complejo
2686 inanición-hipotermia que afectan la sobrevivencia del cordero en el periodo perinatal
2687 (condiciones climáticas adversas durante el parto y mala condición nutricional materna y
2688 del neonato), exponen a los corderos a ser abordados por las aves carroñeras y carroñeras
2689 facultativas. Atender los factores que incrementan la vulnerabilidad de corderos neonatos
2690 en la Patagonia podría ser una vía para reducir tanto la incidencia del complejo inanición-
2691 hipotermia como la incidencia de las aves carroñeras en la mortalidad perinatal, y para
2692 revertir las percepciones negativas hacia estas especies.

2693 La pérdida de estrategias anti-depredatorias por parte de los ungulados domésticos
2694 incrementa su vulnerabilidad ante la depredación (Linnell *et al.*, 1999; Baker *et al.*, 2008).
2695 Ello influye en el estado y en la cantidad de los ovinos depredados en cada evento. En este
2696 estudio, los carnívoros nativos tendieron a depredar ovinos en buen estado nutricional y
2697 sanitario. Este patrón fue particularmente evidente para los pumas. En depredadores de
2698 emboscada, como el puma, el estado de la presa puede tener una influencia menor en el
2699 éxito de captura que en los depredadores cursoriales (Murphy & Ruth, 2010). Bolgeri &
2700 Novaro (2015) no registraron diferencias en la condición de la grasa medular (buena o
2701 pobre) de guanacos depredados por pumas en La Payunia. En el 41,9 % de los ovinos
2702 depredados por zorros colorados no pudo evaluarse dicho aspecto, por tratarse de corderos
2703 menores a tres meses de vida cuyas vísceras habían sido carroñadas. Sólo se registró un
2704 caso de depredación secundaria por zorro colorado sobre una oveja adulta mayor a seis
2705 años (sin dientes), el 54,8 % restante correspondió a eventos de depredación primaria.
2706 Eventos de *surplus killing* (más de un ovino cazado por evento de depredación) fueron
2707 resgistrados tanto para pumas como para zorros colorados. Cinco eventos de este tipo
2708 fueron provocados por pumas, matando dos a seis ovinos en dichos ataques. La mayoría de
2709 los antecedentes de ocurrencia de *surplus killing* por pumas se han obtenido a partir de
2710 entrevistas acarreado potenciales sobrestimaciones de la dimensión de los ataques
2711 (Lucherini, Guerisoli & Luengos Vidal, 2018). Respecto a zorros colorados, se registraron
2712 siete eventos de *surplus killing*, en su mayoría involucrando dos corderos y sólo un evento
2713 con cuatro corderos muertos. No se registraban antecedentes concluyentes de casos de
2714 *surplus killing* que involucraran a zorros colorados (Bellati & Von Thungen, 1990), pero si
2715 en cánidos de similar peso corporal como el coyote (Nass, 1977). Linnell y colaboradores
2716 (1999) hipotetizaron que depredadores oportunistas que evolucionaron en ambientes cuya
2717 disponibilidad de presas es impredecible, tanto espacial como temporalmente, no habrían
2718 experimentado ninguna presión de selección en contra de la captura de la mayor cantidad
2719 de presas posibles. Así, los eventos de *surplus killing* registrados podrían responder tanto a
2720 la usencia de estrategias antidepredatorias en el ganado doméstico como a aspectos
2721 evolutivos intrínsecos de estos carnívoros.

2722 Las prácticas de manejo de la depredación implementadas en cada EOE influyeron en la
2723 incidencia de la depredación en relación al esfuerzo de muestreo. La estancia La Garaia fue
2724 el único establecimiento donde no se registraron eventos de depredación. Durante la
2725 entrevista realizada al mayordomo de La Garaia (Capítulo V), este manifestó que en la
2726 temporada 2017-2018 sólo sufrieron la pérdida del 1,4 % ($n = 25$) del *stock* ovino del
2727 establecimiento, depredados por zorro colorado, y del 0,1 % ($n = 2$) del *stock* ovino,
2728 depredado por perros. Esta baja incidencia de la depredación fue atribuida a la
2729 implementación de PPG, aunque también recurren al control letal dirigido a los zorros
2730 colorados que atacan corderos de manera recurrente. La Garaia es la EOE que menor
2731 relación PPG : ovejas madre (un PPG : $431 \pm 79,20$ ovejas madre) presentó durante el
2732 estudio. Se ha verificado que los PPG son efectivos en la mitigación de la depredación en
2733 sistemas ganaderos de diversas regiones del mundo (Andelt, 1992; Rigg *et al.*, 2011; Van
2734 Bommel & Johnson, 2012; Treves, Krofel & Mcmanus, 2015; van Eeden *et al.*, 2018;
2735 Young, Kinka & Young, 2019).

2736 La depredación por carnívoros nativos fue la principal causa de mortalidad ovina en los
2737 sistemas ganaderos extensivos del DP. Esta interacción entre depredadores y ganado puede
2738 generar distintas respuestas por parte de los productores ganaderos, dependiendo de
2739 valoraciones subjetivas y del contexto socio-cultural. En los capítulos siguientes se
2740 exploran los aspectos psicosociales que influyen la intención comportamental de
2741 productores del DP respecto del manejo de la depredación por carnívoros nativos.

2742

2743

2744

2745

2746

2747

2748 ***Capítulo V: Percepciones y conductas humanas hacia***
2749 ***la depredación en socio-ecosistemas dominados por***
2750 ***diferentes tipologías agrarias.***

2751 ***Introducción***

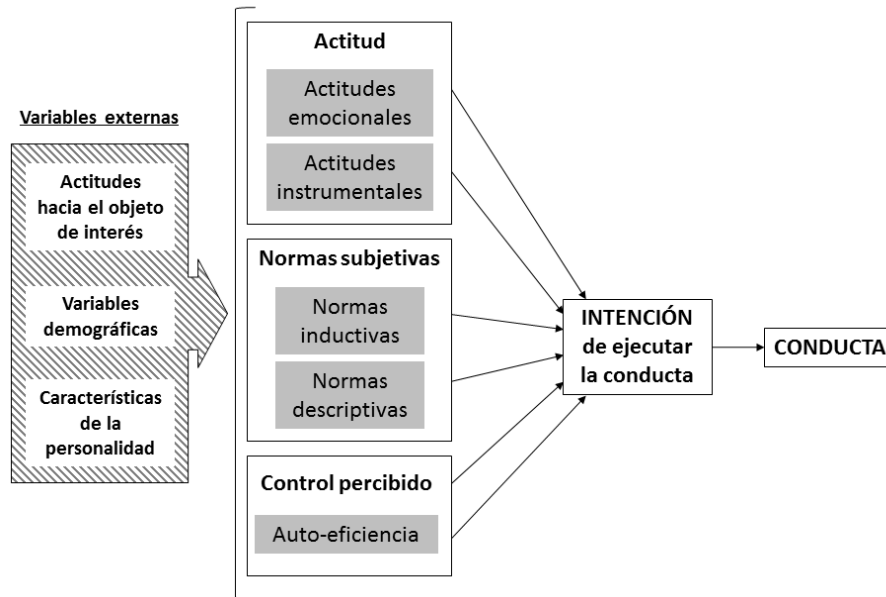
2752 Conocer los impactos recíprocos entre personas y carnívoros resulta insuficiente para
2753 promover la coexistencia en paisajes compartidos (Dickman, 2010; Carter & Linnell,
2754 2016). En la última década se ha incrementado el interés por el estudio de las interacciones
2755 humanos-vida silvestre (Baker *et al.*, 2008; Dickman, 2010). Pero acumular información
2756 sobre el impacto que generan los humanos sobre los carnívoros y viceversa o, incluso,
2757 sobre la eficiencia de medidas para mitigar dichos impactos, no ha redundado en mejoras
2758 significativas del estatus de conservación de la mayoría de las especies (Dickman, 2010).
2759 La dimensión humana de la conservación de la vida silvestre tiene un rol trascendental,
2760 tanto en la hostilidad como en la tolerancia de las personas hacia los carnívoros (Liu,
2761 Mcshea, *et al.*, 2011; Marchini & Macdonald, 2012; Gebresenbet *et al.*, 2018; Eklund *et al.*,
2762 2020a, 2020b).

2763 La construcción de conocimiento en torno a las dimensiones humanas de la depredación,
2764 requiere evitar el uso de aproximaciones *ad hoc*, incorporando marcos teóricos de la
2765 psicología (Carter, Riley & Liu, 2012; Marchini & Macdonald, 2012). Muchos
2766 estudios han inferido las conductas de las personas hacia carnívoros, u otras especies,
2767 mediante las percepciones que las personas manifiestan hacia dichas especies. Sin embargo
2768 las percepciones de las personas no constituyen un predictor confiable de las conductas que
2769 adoptarán hacia los carnívoros (Fishbein & Ajzen 1975b; Ajzen, Netemeyer & Ryn 1991;
2770 Montaña & Kasprzyk 2008; Marchini & Macdonald 2012). Por ejemplo, que una persona
2771 perciba a una especie como dañina o perjudicial, no es un indicador inequívoco de la
2772 adopción de represalias hacia dicha especie (Liu *et al.*, 2011; Gebresenbet *et al.*, 2018).

2773 Múltiples marcos teóricos provenientes de la psicología buscan dilucidar las
2774 motivaciones detrás de las conductas humanas (Glanz, Rimer & Viswanath, 2008). La
2775 Teoría del Comportamiento Planeado (TCP; Fishbein & Ajzen 1975b; Ajzen, Netemeyer &

2776 Ryn 1991) y el Modelo Comportamental Integral (MCI) aportan elementos teóricos,
2777 conceptuales y metodológicos que permiten abordar de forma precisa el comportamiento
2778 humano (Montaño & Kasprzyk, 2008). La TCP se está aplicando de manera creciente a las
2779 dimensiones humanas de la conservación de la vida silvestre (Eklund, *et al.*, 2020a). Se ha
2780 empleado tanto para evaluar los aspectos socio-culturales que predisponen a las personas a
2781 perseguir a los carnívoros (Marchini & Macdonald 2012) como a la implementación de
2782 prácticas de prevención de ataques sobre ganado o mascotas (Amit & Jacobson, 2017;
2783 Eklund *et al.*, 2020a). Conocer los factores que predisponen a las personas a ser hostiles o
2784 tolerantes frente a los carnívoros, es fundamental para planificar intervenciones de manejo
2785 con legitimidad social (Eklund *et al.*, 2020a).

2786 La TCP se enfoca en conductas dirigidas a objetos de interés (Figura 18; Montaño &
2787 Kasprzyk, 2008). Para determinar lo que motiva las respuestas de las personas hacia el
2788 objeto de interés, debe definirse de manera concreta la conducta de interés asociada al
2789 objeto. Bajo la TCP, el principal determinante de adopción de dicha conducta será la
2790 intención comportamental, es decir el nivel de predisposición que manifiesta una persona
2791 de intentar ejecutar una conducta determinada. A su vez la intención comportamental está
2792 influenciada por actitudes, normas subjetivas y control percibido. Las actitudes constituyen
2793 valoraciones subjetivas sobre las consecuencias de implementar una conducta determinada
2794 (Fishbein & Ajzen 1975b; Ajzen, Netemeyer & Ryn 1991). Es decir, si una persona
2795 pondera de forma positiva el resultado de implementar la conducta, la persona manifestará
2796 una actitud positiva hacia la ejecución de la conducta (Montaño & Kasprzyk, 2008). Las
2797 normas subjetivas están asociadas a la influencia del entorno (*i.e.* presiones sociales,
2798 aspectos culturales) sobre el comportamiento de una persona. Las normas subjetivas
2799 refieren a la percepción de la persona respecto del nivel de aprobación que tendría la
2800 ejecución de la conducta, entre miembros relevantes de su entorno social (Montaño &
2801 Kasprzyk, 2008). El control percibido está ligado al nivel de control volitivo que una
2802 persona manifiesta tener sobre la ejecución de la conducta (Fishbein & Ajzen 1975b;
2803 Ajzen, Netemeyer & Ryn 1991; Montaño & Kasprzyk 2008). Estos tres determinantes de
2804 las intenciones comportamentales están a su vez compuestos de aspectos subsidiarios, que
2805 son más claramente definidos por el MCI (Figura 18; Montaño & Kasprzyk, 2008).



2806
 2807
 2808
 2809
 2810

Figura 18: Representación gráfica de los aspectos psicosociales abordados por las Teoría del Comportamiento Planeado/Modelo Comportamental Integral. En recuadros de fondo blanco se presentan los aspectos y conceptos definidos por la Teoría del Comportamiento Planeado y en recuadros de fondo gris aquellos aportados por el Modelo Comportamental Integral. Adaptado de Montaña & Kasprzyk (2008).

2811
 2812
 2813
 2814
 2815
 2816
 2817

En el MCI las actitudes hacia la conducta están compuestas por aspectos emocionales e instrumentales, asociados a dimensiones afectivas y cognitivas, respectivamente. Las actitudes emocionales constituyen las respuestas afectivas derivadas de la ejecución de la conducta. Las actitudes instrumentales representan creencias de los resultados empíricos que se obtienen al ejecutar la conducta. Una persona estará más predispuesta a intentar implementar la conducta, si la misma genera sentimientos agradables y se asocia a resultados favorables según sus valores subjetivos (Montaña & Kasprzyk, 2008).

2818
 2819
 2820
 2821
 2822
 2823
 2824
 2825

Para la TCP las normas subjetivas están representadas por normas inductivas. Estas constituyen creencias sobre cómo una persona percibe lo que su entorno espera que haga y su grado de motivación para satisfacer dichas expectativas (Fishbein & Ajzen 1975b; Ajzen, Netemeyer & Ryn 1991). Pero las normas inductivas son insuficientes para abordar la influencia de los aspectos normativos. El MCI incorpora las normas descriptivas, es decir la percepción de una persona sobre las conductas que efectivamente adoptan las personas de su entorno. Esta estructura intenta capturar aspectos de identidad social que pueden ejercer una fuerte influencia sobre el comportamiento (Montaña & Kasprzyk, 2008). De

2826 modo similar, la TCP considera al control percibido un aspecto unidimensional, asociado a
2827 factores ambientales que pueden ser percibidos como limitaciones a la hora de implementar
2828 una conducta (*e.g.* carecer de recursos). El MCI incorpora la dimensión de la auto-
2829 eficiencia, que es el grado de confianza auto-percibida para superar los obstáculos que
2830 podrían dificultar la ejecución de la conducta (Montaño & Kasprzyk, 2008). El MCI prevé
2831 que las habilidades de una persona y la frecuencia con la que se ejecuta la conducta (su
2832 hábito), podrían influenciar de manera directa la implementación de la misma (Montaño &
2833 Kasprzyk, 2008). Por lo tanto en términos del marco TCP/MCI será más probable que una
2834 persona ejecute la conducta de interés si (1) manifiesta una fuerte intención de ejecutarla y
2835 cuenta con los conocimientos y habilidades para hacerlo, (2) no percibe que existan
2836 limitantes ambientales que lo obstaculicen, (3) la conducta es relevante para la persona y su
2837 entorno, y (4) el sujeto ha ejecutado dicha conducta con anterioridad (Montaño &
2838 Kasprzyk, 2008). Otros aspectos como las variables demográficas (*e.g.* edad y género), las
2839 actitudes hacia el objeto al que se dirige la conducta, o el riesgo percibido que el objeto
2840 podría representar para el sustento o bienestar de una persona, son consideradas variables
2841 externas o de contexto, que influyen sobre actitudes comportamentales, normas subjetivas y
2842 el control percibido (Fishbein & Ajzen, 1975b; Ajzen, Netemeyer, & Ryn 1991; Montaño
2843 & Kasprzyk 2008).

2844 En este capítulo se abordan los aspectos psicosociales que podrían influenciar la
2845 intención comportamental de pobladores rurales del DP hacia conductas asociadas al
2846 manejo de la depredación por carnívoros nativos. En este capítulo se estudió la
2847 predisposición de pequeños productores familiares y referentes de las EOE, a recurrir al
2848 control letal de pumas y zorros colorados, y a la implementación de prácticas preventivas, o
2849 no letales, de mitigación del daño por carnívoros nativos. Ante la emergencia de daños
2850 recurrentes por perros domésticos y asilvestrados (Capítulo V), también se exploran las
2851 percepciones asociadas al daño por perros. El objetivo de este capítulo es explorar si
2852 pobladores rurales pertenecientes a diferentes tipologías agrarias perciben y actúan de la
2853 misma manera frente a los carnívoros nativos.

2854

2855 ***Materiales y métodos***

2856 Durante septiembre de 2018 y abril de 2019 se realizaron entrevistas presenciales en las
2857 seis EOE y a productores de la PAF, respectivamente. En las EOE se entrevistó a cada uno
2858 de los mayordomos (denominación local que se da a los encargados del manejo ganadero
2859 de las estancias) en sus lugares de trabajo. En la PAF, las entrevistas se ejecutaron dentro
2860 de la vivienda familiar, en presencia de todos los miembros que estuvieran en dicho
2861 momento, pero dirigiendo las preguntas a quien fuera responsable del manejo ganadero.
2862 Antes de iniciar la entrevista se detallaron los objetivos de la misma, su carácter
2863 confidencial y voluntario. Las entrevistas se llevaron a cabo luego de contar con el expreso
2864 consentimiento de las personas preseleccionadas.

2865 Dado que la información sobre abundancia relativa de carnívoros nativos, aportada por
2866 cámaras-trampa permite contrastar las percepciones y conductas humanas con la
2867 probabilidad de encuentro entre personas y carnívoros (Marchini & Macdonald, 2012;
2868 Gálvez, *et al.*, 2018), en el parche de PAF se priorizó la realización de entrevistas a familias
2869 que se encontraran próximas a las estaciones de foto-trampeo. Como el zorro colorado es
2870 percibido como la especie más problemática en el parche de PAF (Gáspero *et al.*, 2018), en
2871 la preselección se incluyó a las familias cuyas viviendas se encontraran dentro de los
2872 *buffers* empleados para zorros colorados, quedando preseleccionadas 16 familias. De este
2873 modo se preseleccionaron a 16 familias. Se realizaron en total 17 entrevistas, una en cada
2874 EOE y once en el parche de PAF.

2875 Se diseñó una entrevista estructurada constituida por dos secciones (ANEXO 11). En
2876 primer lugar se abordaron los aspectos sociales y productivos de cada caso, y
2877 posteriormente lo directamente asociado al manejo de la depredación y los aspectos
2878 psicosociales previstos por la TCP/MCI. Independientemente del orden establecido por las
2879 interdependencias de conceptos de la TCP/MCI, los aspectos abordados se ordenaron
2880 buscando facilitar la comprensión y la fluidez de la entrevista. Con el mismo objetivo, se
2881 empleó terminología con la que los entrevistados estuvieran familiarizados o que fuera
2882 parte de los términos empleados localmente (*e.g.* “malparición” para referirse a eventos de
2883 mortalidad pre- o intra-parto).

2884 *Aspectos socio-productivos*

2885 Entre los aspectos sociales, se consultó sobre edad y tiempo de residencia en el
2886 establecimiento, máximo nivel educativo alcanzado, cantidad de integrantes del grupo
2887 familiar, otras actividades de sustento familiar (horticultura, chacra, producciones de
2888 granja, turismo rural y/o artesanías), fuentes de ingresos extra-prediales y cantidad de
2889 personal contratado de forma permanente. También se consultó sobre la pertenencia a
2890 cooperativas o sociedades rurales, puesto que podrían constituir entornos de interacción que
2891 refuerzan la identidad social y promuevan las conductas de interés (Marchini & David W
2892 Macdonald, 2012).

2893 Respecto a los aspectos productivos, se consultó sobre las existencias ganaderas
2894 (especies y cantidad de cada categoría etaria), las prácticas de manejo del pastoreo
2895 empleadas y los factores percibidos como causales de pérdidas ganaderas (Gáspero *et al.*,
2896 2018), y la cantidad de corderos/chivos logrados (*i.e.* que alcanzaron los 60 días de edad)
2897 sobre la cantidad de madres en servicio en el último período productivo (localmente,
2898 “señalada” de ovinos y/o caprinos). El “porcentaje de señalada” suele emplearse como
2899 indicador de la eficiencia productiva de los rebaños (Villagra *et al.*, 2015).

2900 Algunas personas pueden tender a asignar la responsabilidad de los malos resultados
2901 productivos a factores exógenos (*e.g.* depredación y clima), para eludir responsabilidades
2902 propias (*e.g.* falencias en el manejo reproductivo o sanitario, exceso en la carga ganadera)
2903 (Dickman, 2010). Para abordar este aspecto, se solicitó a los entrevistados que realizaran
2904 una autoevaluación de los porcentajes de señalada (*i.e.* “¿Cómo calificaría la última
2905 señalada de su majada (*i.e.* rebaño ovino)?” / “¿Cómo calificaría la última señalada de su
2906 piño (*i.e.* rebaño caprino)?”) empleando una escala de siete puntos (de excelente a pésima)
2907 y se consultó sobre los factores a los que atribuían los resultados productivos (ANEXO 11).
2908 Empleando la misma escala, se solicitó una evaluación sobre la percepción del estado del
2909 pastizal natural del establecimiento. Por último, se consultó sobre la percepción respecto al
2910 nivel de ajuste de la carga ganadera (“Respecto a la pastura disponible ¿Considera que la
2911 carga ganadera de su campo es...?”) empleando una escala de siete puntos (de
2912 excesivamente alta a excesivamente baja) (ANEXO 11).

2913 *Depredación y factores psicosociales asociados a la TCP/MCI*

2914 Para que la entrevista pudiera desarrollarse con fluidez, luego de abordar los factores de
2915 pérdida de ganado, se indagó específicamente en los niveles de daño por depredación. La
2916 atención se centró en la depredación por pumas, zorros colorados y perros, pero también se
2917 permitió a los entrevistados exponer eventos de depredación por otras especies. Para evitar
2918 sobre-estimaciones en este último parámetro, se indagó en la precisión con la que los
2919 entrevistados describieron los patrones de ataque de las especies focales y se consultó,
2920 específicamente, por la cantidad de carcasas encontradas que fueran asignables a cada
2921 depredador durante el último año. Este recaudo se tomó dado que, independientemente del
2922 conocimiento sobre los patrones de ataque, algunas personas suelen asociar de manera
2923 directa el ganado faltante o perdido con la depredación (Baker et al. 2008; Gáspero obs.
2924 pers.). Posteriormente se abordaron los métodos empleados para reducir los daños por
2925 depredación, ya sean letales o no letales.

2926 Se definieron tres conductas de interés a ser estudiadas: (a) *“Usted cazará al próximo*
2927 *puma que encuentre”*, (b) *“Usted cazará al próximo zorro colorado que encuentre”* y (c)
2928 *“Usted implementará alguna medida de manejo no letal en su establecimiento”*. El resto de
2929 la entrevista indagó en actitudes, normas subjetivas, control percibido e intención
2930 comportamental asociadas a la implementación de dichas conductas.

2931 Los conceptos de la TCP/MCI asociados a las conductas de interés fueron abordados
2932 mediante (i) preguntas, (ii) solicitando a los entrevistados que realizaran evaluaciones
2933 cualitativas sobre aspectos específicos (e.g. niveles de daño percibidos) o (iii) que
2934 manifestaran su nivel de aprobación (acuerdo/desacuerdo) sobre sentencias asociadas a
2935 cada concepto. Independientemente del tipo de aproximación, en la mayoría de los ítems se
2936 ofrecieron respuestas categóricas en escalas de cinco a siete niveles, con igual cantidad de
2937 opciones a ambas posiciones respecto a la postura intermedia (Marchini & Macdonald,
2938 2012; Eklund, Johansson, et al., 2020). En el caso específico de las sentencias, las
2939 respuestas se estructuraron mediante escalas de Likert de siete niveles (i.e. totalmente de
2940 acuerdo a totalmente en desacuerdo; Fishbein & Ajzen 1975b; Ajzen, Netemeyer & Ryn,
2941 1991). En las respuestas de todos los ítems se ofreció la opción “no sabe/no contesta”. Los

2942 ítems fueron contruidos contemplando antecedentes bibliográficos donde se implementara
2943 la TCP a estudios de conservación (Marchini, 2010; Marchini & Macdonald, 2012; Amit &
2944 Jacobson, 2017; Eklund *et al.*, 2020a) y teniendo en cuenta percepciones recogidas
2945 previamente, sea mediante entrevistas formales (Capítulo VI; Gáspero *et al.* 2018) o
2946 durante conversaciones informales con los pobladores del área de estudio. Para evitar el
2947 agotamiento de los entrevistados, todos aquellos ítems que apuntaran a información donde
2948 la distinción entre pumas y zorros colorados pudiera ser redundante, fueron unificados en la
2949 categoría de “depredadores nativos”. Asimismo para facilitar la comprensión de los ítems
2950 asociados a prácticas de manejo no letal de la depredación, estos fueron referenciadas bajo
2951 la categoría “prácticas preventivas”.

2952 Antes de abordar los conceptos centrales de la TCP/MCI, se indagó en variables
2953 externas (Amit & Jacobson 2017; Marchini, 2010; Marchini & Macdonald, 2012; Montaña
2954 & Kasprzyk, 2008) enfocadas en los objetos de interés (pumas y zorros colorados): el daño
2955 percibido, el nivel de riesgo percibido asociado a la depredación y las actitudes hacia los
2956 carnívoros nativos. En la sección de daños y niveles de riesgo percibidos, se incorporaron
2957 ítems específicos para explorar las percepciones hacia la depredación por perros.

2958 Luego se abordaron actitudes sentimentales e instrumentales (Tabla 25 y Tabla 26,
2959 respectivamente), normas subjetivas (Tabla 27), control percibido y auto-eficiencia
2960 percibida (Tabla 28), e intención comportamental (Tabla 30) hacia las tres conductas de
2961 interés. En la sección de actitudes instrumentales, no sólo se exploraron las percepciones de
2962 los resultados de la caza sobre la reducción de daños sino que también se exploraron
2963 percepciones de las consecuencias de cazar carnívoros nativos sobre sus servicios
2964 ecosistémicos (sentencias “*Cazar depredadores nativos hace que se ‘plague’ de especies*
2965 *que compiten con el ganado*” y “*Los depredadores nativos controlan a especies que*
2966 *compiten con el ganado*”).

2967 Al abordarse el control percibido y auto-eficiencia percibida se indagó mediante
2968 preguntas de respuesta abierta sobre los factores que obstaculizarían la ejecución de las
2969 conductas de interés. En Río Negro rige la ley 763/72 que prevé el pago de recompensas al
2970 control letal de pumas y zorros colorados, que podría estimular la caza de ambas especies.

2971 Por ello se indagó si dicho instrumento serviría como factor de motivación de mayor
2972 relevancia que los demás aspectos psicosociales (i.e. sentencias “*El cobro de cueros de*
2973 *puma es la única razón por la que caza*” y “*El cobro de cueros de zorros colorados es la*
2974 *única razón por la que caza*”) o si constituye un factor que se incorpora a los demás
2975 aspectos psicosociales (e.g. “*El cobro de cueros de depredadores nativos es una fuente de*
2976 *ingreso importante para su economía*” dentro de las actitudes instrumentales, o “*¿Cuántos*
2977 *de sus vecinos/compañeros aumentan sus ingresos con el cobro de cueros?*” dentro de las
2978 normas inductivas). La intención comportamental (Tabla 30) se exploró mediante las
2979 sentencias (a) “*Usted intentará cazar al próximo puma que encuentre*”, (b) “*Usted*
2980 *intentará cazar al próximo zorro colorado que encuentre*” y (c) “*Usted intentará emplear*
2981 *prácticas preventivas a futuro*”, con respuestas estructuradas en una escala de cinco niveles
2982 (de muy probable a muy improbable). Por último se consultó sobre la última vez en la que
2983 se implementaron las conductas de interés y la percepción sobre los resultados obtenidos
2984 (Tabla 31), como medio de aproximación hacia la presencia de hábitos en torno a la caza e
2985 implementación de prácticas de manejo no letal de la depredación.

2986 El bajo tamaño muestral impide la ejecución de análisis estadísticos que permitan
2987 establecer asociaciones entre los factores abordados (modelos lineales generalizados;
2988 Marchini & Macdonald 2012). Dichos análisis requieren de tamaños muestrales de más de
2989 cien entrevistas (Amit & Jacobson, 2017). Por ello, sólo se presenta un análisis descriptivo
2990 explorando los porcentajes de respuestas obtenidas en cada nivel de los ítems abordados.

2991 **Resultados**

2992 *Aspectos socio-productivos*

2993 En promedio los entrevistados de la PAF tuvieron una edad de $54,7 \pm 7,5$ años, llevaban
2994 $39,1 \pm 22,9$ años residiendo en sus unidades productivas, con familias compuestas por $2,5 \pm$
2995 $1,2$ personas residiendo en sus establecimientos. El 54,5 % de las familias de la PAF
2996 percibieron ingresos extra-prediales, en su totalidad correspondientes a jubilaciones y/o
2997 pensiones. El 54,6 % de las familias de la PAF formaron parte de la cooperativa local,
2998 mientras que el resto no formó parte de ninguna asociación de productores. El 90,9 % de
2999 los entrevistados en la PAF accedió a la educación primaria como máximo nivel educativo

3000 y sólo un 9,1 % accedió al nivel universitario. Los mayordomos de las EOE tuvieron un
3001 promedio de edad $43,7 \pm 7,8$ años y con un tiempo de residencia de $8,0 \pm 4,7$ años en los
3002 predios, los cuales emplean $7,7 \pm 7,9$ trabajadores rurales de forma permanente. La
3003 totalidad de las EOE formaron parte de la Sociedad Rural de Bariloche.

3004 En promedio los predios de la PAF tuvieron una superficie de 1261 ± 1063 ha (mediana
3005 = 22,5 ha). En cuanto a la diversidad de actividades productivas, en la PAF el 72,7 %
3006 practicó la cría ovina, el 54,5 % la cría caprina y el 90,9 % la cría bovina (Tabla 19). Una
3007 de las familias también practicó la cría de llamas, con un rebaño de 30 ejemplares.
3008 Complementariamente a la producción ganadera, todas las familias produjeron aves de
3009 corral, el 63,6 % tuvieron huertas y el 27,3 % practicó producción de forraje en chacras
3010 (principalmente alfalfa –*Medicago sativa*-). Estas actividades complementarias estuvieron
3011 principalmente destinadas al consumo familiar. Dos familias (18,2 %) generaron ingresos a
3012 partir del turismo rural y las ventas de artesanías (cueros curtidos, hilados y tejidos
3013 artesanales). Por su parte las EOE tuvieron una superficie de 26400 ± 17153 ha (mediana =
3014 $3473,1$ ha). En la totalidad de las EOE se practicó la ganadería ovina y bovina (Tabla 19),
3015 siendo la comercialización de la lana el principal sustento de las empresas. La producción
3016 de aves de corral fue la única actividad complementaria, presente en el 66,7 % de las EOE
3017 y dirigida exclusivamente al consumo del personal.

3018 Los porcentajes promedio de señalada ovina del último periodo productivo rondaron el
3019 65 %, tanto en las EOE como en la PAF (Tabla 20). En la PAF el porcentaje promedio de
3020 señalada de caprinos alcanzó el 86,2 % (Tabla 20). Los productores de la PAF manifestaron
3021 una mayor conformidad con sus resultados productivos respecto a los mayordomos, y en el
3022 71,4 % ($n = 5$) de los casos consideraron que la señalada de ovinos fue buena a muy buena
3023 (Tabla 20). Al consultar sobre los factores a los que atribuían dichos resultados, tres de los
3024 entrevistados que se manifestaron conformes asociaron sus resultados al manejo ganadero
3025 implementado, uno manifestó haber obtenido un mejor resultado que en años previos y en
3026 el caso restante se reconocieron falencias en el manejo reproductivo (de haber contado con
3027 un número apropiado de carneros, los resultados hubieran sido mejores). De los productores
3028 de la PAF que calificaron la señalada de ovinos como regular a muy mala (43,0 %), en los

3029 tres casos atribuyeron sus resultados a la depredación por zorro colorado. Además, uno de
 3030 ellos también atribuyó a la sequía y otro manifestó problemas en el manejo reproductivo (el
 3031 43,0 % de sus ovejas parió en invierno por fallas en el manejo de carneros conocido como
 3032 “robo de servicio”). Respecto a la señalada caprina el 83,4 % de los productores de la PAF
 3033 la calificaron como buena a muy buena (Tabla 20) y consideraron al manejo ganadero
 3034 implementado como la razón de dichos resultados. En el único caso que se calificó la
 3035 señalada caprina como regular, se atribuyó tal resultado a inconvenientes con el manejo
 3036 reproductivo (el 12,5 % de sus cabras parió en invierno por “robo de servicio”). De las tres
 3037 EOE que calificaron la señalada ovina como buena, dos mayordomos lo atribuyeron al uso
 3038 de PPG y en el caso restante a la sequía (el año previo había alcanzado un porcentaje de
 3039 señalada superior). De los mayordomos que estuvieron menos satisfechos, el 50,0 %
 3040 calificó la señalada entre regular a mala, dos de ellos adjudicaron sus resultados a la
 3041 depredación (por zorro colorado y perro) y a la sequía, y en el caso restante a la
 3042 depredación por zorro colorado y puma.

3043 **Tabla 19:** Detalle de las existencias ganaderas, carga ganadera (en Equivalencias Ovinas/ha) y prácticas de
 3044 manejo ganadero y de pastoreo implementadas en cada tipología agraria (en porcentaje).

	EOE			PAF			
	Ovinos (n = 6)	Vacunos (n = 6)	Equinos (n = 6)	Ovinos (n = 8)	Caprinos (n = 6)	Vacunos (n = 10)	Equinos (n = 11)
<i>Stock</i> promedio	10299,33 ± 9192,18	410,33 ± 281,16	30,50 ± 13,55	159,75 ± 100,26	84,33 ± 68,14	47,70 ± 36,94	14,64 ± 7,32
Carga ganadera promedio (EO/ha)	0,49 ± 0,16			0,80 ± 0,68			
Manejo ganadero/ de pastoreo							
Extensivo	100,00	100,00		37,50	-	100,00	
Recorrido diario/pastoreo	100,00	-		100,00	100,00	90,00	
Rotación de potreros	100,00	100,00		50,00	33,33	10,00	
Rodeo nocturno							
Permanente	-	-		-	-	-	
Estacional	-	-		37,50	-	10,00	
Encierre nocturno							
Permanente	-	-		12,50	50,00	-	
Estacional	-	-		62,50	50,00	-	
Suplementación forrajera	33,33	16,67		75,00	66,67	20,00	
Engorde a corral	-	16,67		12,50	-	-	
Destete precoz	-	16,67		-	-	-	
Apotramamiento en mallín	-	-		12,50	-	-	

3045 Los porcentajes promedio de señalada ovina del último periodo productivo rondaron el
3046 65 %, tanto en las EOE como en la PAF (Tabla 20). En la PAF el porcentaje promedio de
3047 señalada de caprinos alcanzó el 86,2 % (Tabla 20). Los productores de la PAF manifestaron
3048 una mayor conformidad con sus resultados productivos respecto a los mayordomos, y en el
3049 71,4 % (n = 5) de los casos consideraron que la señalada de ovinos fue buena a muy buena
3050 (Tabla 20). Al consultar sobre los factores a los que atribuían dichos resultados, tres de los
3051 entrevistados que se manifestaron conformes asociaron sus resultados al manejo ganadero
3052 implementado, uno manifestó haber obtenido un mejor resultado que en años previos y en
3053 el caso restante se reconocieron falencias en el manejo reproductivo (de haber contado con
3054 un número apropiado de carneros, los resultados hubieran sido mejores). De los productores
3055 de la PAF que calificaron la señalada de ovinos como regular a muy mala (43,0 %), en los
3056 tres casos atribuyeron sus resultados a la depredación por zorro colorado. Además, uno de
3057 ellos también atribuyó a la sequía y otro manifestó problemas en el manejo reproductivo (el
3058 43,0 % de sus ovejas parió en invierno por fallas en el manejo de carneros conocido como
3059 “robo de servicio”). Respecto a la señalada caprina el 83,4 % de los productores de la PAF
3060 la calificaron como buena a muy buena (Tabla 20) y consideraron al manejo ganadero
3061 implementado como la razón de dichos resultados. En el único caso que se calificó la
3062 señalada caprina como regular, se atribuyó tal resultado a inconvenientes con el manejo
3063 reproductivo (el 12,5 % de sus cabras parió en invierno por “robo de servicio”). De las tres
3064 EOE que calificaron la señalada ovina como buena, dos mayordomos lo atribuyeron al uso
3065 de PPG y en el caso restante a la sequía (el año previo había alcanzado un porcentaje de
3066 señalada superior). De los mayordomos que estuvieron menos satisfechos, el 50,0 %
3067 calificó la señalada entre regular a mala, dos de ellos adjudicaron sus resultados a la
3068 depredación (por zorro colorado y perro) y a la sequía, y en el caso restante a la
3069 depredación por zorro colorado y puma.

3070

3071

3072

3073 **Tabla 20:** Porcentajes de señalada promedio obtenidos en las Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y la
 3074 Pequeña Agricultura Familiar (PAF) y percepciones asociadas al nivel de satisfacción con dichos porcentajes,
 3075 evaluación del estado de los pastizales y de la carga ganadera en función del forraje disponible (en
 3076 porcentaje).

	EOE							PAF						
Señalada de ovinos del último año	64,75 ± 14,11							66,32 ± 28,74 (n = 8)						
Señalada de caprinos del último año	---							86,15 ± 9,62 (n = 6)						
	7	6	5	4	3	2	1	7	6	5	4	3	2	1
¿Cómo calificaría la última señalada del rebaño ovino ? ^(a)	-	-	50,00	33,33	16,67	-	-	-	57,14	14,29	14,29	14,29	14,29	-
¿Cómo calificaría la última señalada del rebaño caprino ? ^(a)	-	-	-	-	-	-	-	-	66,67	16,67	16,67	-	-	-
¿Cómo calificaría el estado actual del pastizal? ^(a)	-	-	33,33	33,33	16,67	16,67	-	-	9,09	18,18	45,45	27,27	-	-
¿La carga ganadera actual en el establecimiento es...? ^(b)	-	-	-	100,00	-	-	-	-	9,09	9,09	45,45	36,36	-	-

3077 ^(a) La escala representa: 7=Excelente; 6=Muy buena; 5=Buena; 4=Regular; 3=Mala; 2=Muy mala; 1=Pésima.

3078 ^(b) La escala representa: 7=Excesivamente alta; 6=Muy alta; 5=Alta; 4=Apropiada; 3=Baja; 2=Muy baja;
 3079 1=Excesivamente baja.

3080 Al indagar sobre los factores de pérdidas de ganado durante el último año (Tabla 21), la
 3081 depredación por zorro colorado fue la más frecuentemente mencionada por productores
 3082 familiares (72,7 %) y mayordomos (100,0 %). En las EOE la depredación por pumas y
 3083 perros también fue mencionada de forma mayoritaria (ambas alcanzaron el 66,7 %), pero el
 3084 robo fue el segundo factor de pérdidas más mencionado por los mayordomos (83,3 %).

3085 **Tabla 21:** Frecuencia de menciones (en porcentaje) de diferentes causas de pérdida de ganado durante los
 3086 últimos 12 meses previos a la entrevista.

	EOE	PAF
Inanición por sequía	33,33	36,36
Inanición por sobrepastoreo	0,00	18,18
Pérdida de vínculo cordero-madre (“Aguachamiento”)	50,00	9,09
Malparición	33,33	9,09
Hipotermia	16,67	27,27
Enfermedades	16,67	9,09
Parasitosis	16,67	0,00
Intoxicaciones	0,00	0,00
Falencias de preñez/manejo reproductivo	16,67	18,18
Abortos	0,00	0,00
Depredación por puma	66,67	27,27
Depredación por zorro colorado	100,00	72,73
Depredación por perros	66,67	18,18
Robo	83,33	27,27
Extravío	16,67	9,09
Causas desconocidas	50,00	18,18
Otras causas	66,67*	0,00

3087 “*” Asfixia por inmersión (n = 3) y depredación por jotes cabeza negra (n = 1)

3088 *Depredación y factores psicosociales asociados a la TCP/MCI*

3089 Todos los entrevistados describieron correctamente los patrones de ataque de las
3090 especies focales. Sin embargo solamente en una de las EOE pudieron precisar cuánto
3091 ganado perdieron por depredación durante los últimos 12 meses. Las restantes EOE no
3092 contaron con registros que permitieran discriminar el daño por depredación de otras causas
3093 de pérdida de ganado. En la PAF todos los productores que manifestaron sufrir daños por
3094 depredación, especificaron la cantidad y categoría de cabezas perdidas de cada especie.
3095 Tanto en las EOE como en la PAF, ninguno de los entrevistados manifestó haber perdido
3096 bovinos o equinos por ataques de puma. En una de las EOE se percibió que jotes de cabeza
3097 negra (*Coragyps atratus*) constituyen una molestia para corderos recién nacidos y
3098 eventualmente pueden depredarlos. Una de las familias de la PAF manifestó haber perdido
3099 aves de corral por zorros colorados. Visones (*Mustela vison*), zorrinos y zorros grises
3100 también fueron indicados, en una oportunidad cada especie, como responsables de pérdidas
3101 de aves de corral.

3102 Las prácticas de manejo implementadas para mitigar la depredación variaron entre cada
3103 tipología agraria y la especie a la que se enfocaron (Tabla 22). Los PPG sólo fueron
3104 empleados por tres EOE, mientras que la intensificación del manejo ganadero (encierre y
3105 rodeo nocturno, pariciones en cobertizos o empotramiento permanente en mallines) sólo
3106 fue aplicada por los productores de la PAF. Tanto en las EOE como en la PAF, los cebos
3107 tóxicos fueron empleados para el control letal de zorros colorados. En las EOE y la PAF
3108 emergieron prácticas no letales que no habían sido contempladas. Una de las EOE recurrió
3109 al manejo diferenciado de potreros, es decir que un sector del establecimiento sólo fue
3110 empleado para el pastoreo vacuno, excluyéndose a los ovinos, dada la presencia
3111 permanente de pumas residentes y la ocurrencia de ataques recurrentes sobre los ovinos. En
3112 la PAF uno de los productores empleó disuasivos sonoros caseros, consistentes de latas de
3113 cerveza con perforaciones para producir movimientos en forma de molinete y que fueron
3114 dispuestas sobre los alambrados de corrales y potreros. Otro productor familiar manifestó
3115 que, al encontrar ejemplares de zorro colorado cerca del mallín donde sus ovinos pastorean
3116 permanentemente emplea a sus perros domésticos para ahuyentarlos.

3117 **Tabla 22:** Porcentaje de Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y productores familiares
 3118 (PAF) implementando diferentes prácticas de manejo de la depredación por puma y zorro colorado.

	EOE		PAF	
	Puma	Zorro colorado	Puma	Zorro colorado
Control letal				
Persecución directa	66,67	83,33	9,09	18,18
Captura oportunista	66,67	100,00	18,18	36,36
Reflectoreo y disparo	50,00	66,67	0,00	9,09
Trampeo	66,67	100,00	9,09	45,45
Cebos tóxicos	0,00	33,33	0,00	18,18
Manejo no letal				
Perros Protectores de Ganado	50,00	50,00	0,00	0,00
Intensificación del manejo ganadero ^(a)	0,00	0,00	27,27	81,82
Supervisión durante el pastoreo	0,00	0,00	27,27	63,64
Otros	16,67	0,00	9,09	18,18

3119 ^(a) Bajo esta categoría se agrupa a las prácticas de rodeo nocturno, encierro nocturno, parición en cobertizos y
 3120 empotramiento permanente de la majada en mallines.

3121 El zorro colorado fue percibido como la especie causante de mayor cantidad de pérdidas
 3122 y afectó a un mayor número de casos de la PAF. Seis de las ocho familias con rebaños
 3123 ovinos y tres de las seis con rebaños caprinos, reportaron pérdidas atribuidas a ataques por
 3124 zorro colorado. En promedio, el daño percibido sobre ovinos por zorros colorados fue del
 3125 $9,7 \pm 11,6$ % (rango = 0,00 – 34,3 %; n = 8) y sobre caprinos $4,2 \pm 4,8$ % (rango = 0,00 –
 3126 $9,7$ %; n = 6) del total de cabezas de cada tipo de ganado presentes en cada establecimiento.
 3127 La depredación por puma afectó a dos de las ocho familias con rebaños ovinos y a una de
 3128 las seis familias con rebaños caprinos. En promedio, el daño percibido sobre ovinos por
 3129 pumas fue del $0,3 \pm 0,7$ % (rango = 0,00 – 1,9 %; n = 8) y sobre caprinos $2,4 \pm 5,9$ %
 3130 (rango = 0,00 – 14,4 %; n = 6). Sólo una de las familias reportó daño por perros sobre sus
 3131 caprinos, representando el 16,7 % del rebaño. La única EOE que pudo reportar los daños de
 3132 los últimos 12 meses, manifestó haber perdido 25 corderos (1,39 % del *stock* ovino del
 3133 establecimiento) por zorro colorado y dos ovejas adultas (0,11 % del *stock* ovino) por
 3134 perros. Dicho establecimiento es uno de los que más tiempo lleva implementando PPG en
 3135 el área de estudio.

3136 En comparación a la PAF, los mayordomos de las EOE tendieron a percibir mayores
 3137 niveles de daño y de amenaza a la ganadería por carnívoros nativos, tanto en sus
 3138 establecimientos como en establecimientos vecinos (Tabla 23). Las diferencias en

3139 percepciones sobre estos aspectos fueron más marcadas cuando se abordó la depredación
 3140 por perros (Tabla 23). Tanto en las EOE como en la PAF, se percibió una tendencia
 3141 creciente en la población de zorros colorados. En ambas tipologías, el zorro colorado fue
 3142 percibido como la especie cuyos ataques sobre el ganado son más frecuentes.

3143 **Tabla 23:** Respuestas vertidas por los entrevistados sobre la percepción de daños y el riesgo percibido en
 3144 Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y en la Pequeña Agricultura Familiar (PAF) asociados a las
 3145 pérdidas por depredación por carnívoros nativos y perros.

Percepción de daño y riesgo	EOE							PAF								
5: Muy alta; 4: Alta; 3: Intermedia; 2: Baja; 1: Muy baja; 0: Nula																
	5	4	3	2	1	0	NS	5	4	3	2	1	0	NS		
4- En el último año la depredación por depredadores nativos en su campo fue...	-	50,0	33,3	16,7	-	-	-	9,1	27,3	18,2	-	9,1	27,3	9,1		
5- En el último año la depredación por depredadores nativos en campos vecinos fue...	16,7	50,0	16,7	-	-	16,7	-	-	45,5	27,3	-	-	-	27,3		
4.c- En el último año la depredación por PERROS fue...	33,3	-	33,3	16,7	-	16,7	-	-	-	9,1	-	-	81,8	9,1		
5.c- En el último año la depredación por PERROS en campos vecinos fue...	16,7	50,0	16,7	16,7	-	-	-	-	-	9,1	-	-	81,8	9,1		
7: Totalmente de acuerdo; 6: Muy de acuerdo; 5: De acuerdo; 4: Intermedio; 3: En desacuerdo; 2: Muy en desacuerdo; 1: Totalmente en desacuerdo																
	7	6	5	4	3	2	1	NS	7	6	5	4	3	2	1	NS
6- "La depredación por depredadores nativos es una amenaza para su sustento"	-	33,3	33,3	-	33,3	-	-	-	-	27,3	18,2	9,1	9,1	9,1	18,2	9,1
7- "La depredación por depredadores nativos es una amenaza para la ganadería de la zona"	-	33,3	50,0	16,7	-	-	-	-	-	9,1	27,3	18,2	18,2	-	-	27,3
6.c- "La depredación por PERROS es una amenaza para su sustento"	-	33,3	16,7	33,3	16,7	-	-	-	-	-	-	-	9,1	9,1	72,7	9,1
7.c- "La depredación por PERROS es una amenaza para la ganadería de la zona"	33,3	16,7	33,3	16,7	-	-	-	-	-	-	-	-	9,1	-	81,8	9,1
5: Aumentó mucho; 4: Aumentó; 3: Estable; 2: Disminuyó; 1: Disminuyó mucho; 0: Se extinguió																
	5	4	3	2	1	0	NS	5	4	3	2	1	0	NS		
11.a- En los últimos 5 años, la población de PUMAS ...	-	33,3	66,7	-	-	-	-	-	-	81,8	-	-	-	18,2		
11.b- En los últimos 5 años, la población de ZORRO COLORADO ...	50,0	33,3	16,7	-	-	-	-	27,3	27,3	36,4	-	-	-	9,1		
5: Diariamente; 4: Semanalmente; 3: Mensualmente; 2: Estacionalmente; 1: Anualmente; 0: Nunca																
	5	4	3	2	1	0	NS	5	4	3	2	1	0	NS		
12.a- Con qué frecuencia encuentra daño por PUMA	-	16,7	-	50,0	16,7	16,7	-	-	-	-	9,1	27,3	54,5	9,1		
12.b- Con qué frecuencia encuentra daño por ZORRO COLORADO	16,7	66,7	-	16,7	-	-	-	-	9,1	-	54,5	-	27,3	9,1		
12.c- Con qué frecuencia encuentra daño por PERRO	-	16,7	-	66,7	-	16,7	-	-	-	-	-	9,1	81,8	9,1		

3146 Respecto a las actitudes hacia los carnívoros nativos, el zorro colorado fue objeto de
 3147 posturas más hostiles. Tanto en las EOE como en la PAF, los entrevistados expresaron

3148 mayoritariamente que desearían que las poblaciones de zorro colorado tendieran a
 3149 disminuir o a disminuir mucho (Tabla 24).

3150 **Tabla 24:** Respuestas vertidas por los entrevistados (en porcentaje) sobre ítems asociados a actitudes hacia
 3151 los carnívoros nativos en Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y en la Pequeña Agricultura Familiar
 3152 (PAF).

Actitud hacia carnívoros nativos	EOE							PAF								
7: Totalmente de acuerdo; 6: Muy de acuerdo; 5: De acuerdo; 4: Intermedio; 3: En desacuerdo; 2: Muy en desacuerdo; 1: Totalmente en desacuerdo																
	7	6	5	4	3	2	1	NS	7	6	5	4	3	2	1	NS
17.i- "Todos los depredadores nativos son dañinos"	-	-	33,3	16,7	33,3	-	-	16,7	-	18,2	27,3	18,2	18,2	-	9,1	9,1
17.ii- "Los depredadores nativos controlan a especies que compiten con el ganado"	-	-	33,3	-	50,0	16,7	-	-	-	9,1	9,1	18,2	54,5	-	-	9,1
5: Que aumente mucho; 4: Que aumente; 3: Estable; 2: Que disminuya; 1: Que disminuya mucho; 0: Que se extinga																
	5	4	3	2	1	0	NS	5	4	3	2	1	0	NS		
18.a- Si pudiera elegir, ¿Cuál prefiere que sea el estado (tendencia) de la población de PUMA a futuro?	-	-	83,3	16,7	-	-	-	-	-	81,8	9,1	-	-	9,1		
18.b- Si pudiera elegir, ¿Cuál prefiere que sea el estado (tendencia) de la población de ZORRO COLORADO a futuro?	-	-	33,3	16,7	50,0	-	-	-	-	36,4	18,2	36,4	-	9,1		

3153 Las actitudes emocionales variaron dependiendo de la conducta abordada y de los
 3154 aspectos emocionales (Tabla 25). En términos generales, tanto la caza de pumas y zorros
 3155 colorados como el uso de métodos no letales, fueron percibidos como conductas
 3156 mayoritariamente aprobables por los entrevistados. Tanto en la PAF como en las EOE, más
 3157 del 50,0 % de los entrevistados consideraron que está bien a muy bien cazar dichos
 3158 carnívoros y emplear métodos no letales para mitigar la depredación. La mayoría de los
 3159 productores de la PAF nunca habían cazado un puma. Al indagarlos sobre los aspectos
 3160 sentimentales emergentes de la ejecución de las conductas, no se encontraron en
 3161 condiciones de responder. Por su parte la mitad de los mayordomos expresaron que les
 3162 disgusta cazar pumas, aunque la misma proporción expresó que es una actividad divertida.
 3163 Respecto a la caza de zorros colorados, el 50,0 % de los mayordomos expresó que es una
 3164 actividad que les gusta o les gusta mucho. Contrariamente, los productores de la PAF
 3165 tendieron a mostrar posturas intermedias o de disgusto hacia la caza de zorros colorados.
 3166 Tanto en las EOE como en la PAF expresaron posturas intermedias sobre el
 3167 entretenimiento que produce la caza de zorros colorados. Respecto a los métodos de
 3168 mitigación no letal, las diferencias fueron más notorias. El 66,6 % de los mayordomos
 3169 manifestó agrado hacia el uso de PPG en el caso de las EOE. Mientras que en la PAF la

3170 mayoría de los entrevistados (54,5 %) expresó disgusto en relación al manejo no letal, *i.e.*
 3171 prácticas de intensificación del manejo ganadero.

3172 **Tabla 25:** Respuestas vertidas por los entrevistados (en porcentaje) de las Explotaciones Ovinas
 3173 Empresariales (EOE) y de la Pequeña Agricultura Familiar (PAF) sobre actitudes emocionales asociadas a la
 3174 caza de pumas y zorros colorados y a la implementación de prácticas de manejo no letal de la depredación.

Actitudes emocionales hacia las conductas	EOE						PAF					
4: Muy bien; 3: Bien; 2: Regular; 1:Mal; 0: Muy mal	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS
19.a- Para Ud, cazar PUMA está...	16,7	50,0	33,3	-	-	-	9,1	36,4	9,1	9,1	9,1	27,3
19.b- Para Ud, cazar ZORRO COLORADO está...	50,0	50,0	-	-	-	-	18,2	45,5	18,2	9,1	-	9,1
19.d- Usar prácticas preventivas está...	50,0	50,0	-	-	-	-	18,2	63,6	9,1	-	-	9,1
4: Le gusta mucho; 3: Le gusta; 2: Intermedio; 1: Le disgusta; 0: Le disgusta mucho	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS
20.a- A ud, la caza de PUMA le...	16,7	16,7	16,7	50,0	-	-	-	-	27,3	9,1	18,2	45,5
20.b- A ud, la caza de ZORROS COLORADOS le...	16,7	33,3	16,7	33,3	-	-	-	-	36,4	36,4	9,1	18,2
20.d- Usar prácticas preventivas le...	33,3	33,3	16,7	-	-	16,7	-	9,1	18,2	54,5	-	18,2
4: Muy divertida; 3: Divertida; 2: Intermedio; 1: Desagradable; 0: Muy desagradable	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS
21.a- Para ud, la caza de PUMA es..	-	50,0	33,3	-	-	16,7	-	-	27,3	-	9,1	63,6
21.b- Para ud, la caza de ZORROS COLORADOS es..	-	33,3	66,7	-	-	-	-	-	45,5	18,2	9,1	27,3

3175

3176 Respecto a las actitudes instrumentales (Tabla 26) asociadas a la caza de carnívoros
 3177 nativos, en las EOE predominaron el carácter utilitario respecto a la reducción de daños por
 3178 depredación. Aunque el 83,3 % de los mayordomos expresó que la caza de carnívoros es
 3179 útil a muy útil, el 50,0 % se manifestaron en desacuerdo en que ésta sea la única forma de
 3180 reducir el daño por depredación. El 83,3 % de los mayordomos se mostró de acuerdo a
 3181 totalmente de acuerdo en que la mejor forma de reducir los daños es la combinación de
 3182 prácticas no letales (como PPG) con el manejo letal. El 66,7 % de los mayordomos
 3183 consideró estar en desacuerdo a totalmente en desacuerdo, respecto a que el cobro de
 3184 recompensas fuera una fuente importante de ingresos. En las sentencias asociadas a las
 3185 consecuencias de la caza sobre los servicios ecosistémicos brindados por los carnívoros (*i.e.*
 3186 depredación de herbívoros silvestres), la proporción de posturas a favor y en contra fue
 3187 similar entre los mayordomos entrevistados. En el caso de la PAF los productores señalaron
 3188 una menor utilidad del manejo letal. El 63,7 % de los productores se expresó en desacuerdo
 3189 a totalmente en desacuerdo respecto a que la caza de carnívoros fuera el único medio de

3190 reducción de daños. La importancia de las recompensas como forma de ingresos fue
 3191 rechazada mayoritariamente (el 90,9 % de los productores expresó algún grado de
 3192 desacuerdo frente a dicha sentencia). Los productores tendieron a expresarse en desacuerdo
 3193 (54,5 %) a la sentencia asociada a posibles incrementos poblacionales de herbívoros
 3194 silvestres como consecuencia del control letal de carnívoros nativos.

3195 **Tabla 26:** Respuestas vertidas por los entrevistados (en porcentaje) sobre actitudes instrumentales asociadas a
 3196 la caza de pumas y zorros colorados y a la implementación de prácticas de manejo no letal de la depredación,
 3197 en Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y en la Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

Actitudes instrumentales hacia las conductas	EOE						PAF									
4: Muy útil; 3: Útil; 2: Intermedio; 1: Inútil; 0: Muy inútil	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS				
22- Cazar depredadores nativos es...	33,3	50,0	16,7	-	-	-	-	27,3	36,4	18,2	9,1	9,1				
7: Totalmente de acuerdo; 6: Muy de acuerdo; 5: De acuerdo; 4: Intermedio; 3: En desacuerdo; 2: Muy en desacuerdo; 1: Totalmente en desacuerdo	7	6	5	4	3	2	1	NS	7	6	5	4	3	2	1	NS
23- "La caza de depredadores nativos es la única forma de reducir el daño"	16,7	33,3	-	-	50,0	-	-	-	-	-	-	27,3	27,3	18,2	18,2	9,1
24- "El cobro de cueros de depredadores nativos es una fuente de ingreso importante para su economía"	-	16,7	16,7	-	33,3	16,7	16,7	-	-	-	-	-	9,1	-	81,8	9,1
25- "Usar prácticas preventivas es la forma más efectiva de reducir la depredación por depredadores nativos"	16,7	-	16,7	16,7	33,3	-	-	16,7	9,1	36,4	9,1	27,3	9,1	-	-	9,1
26- "Combinar las prácticas preventivas con la caza es la mejor forma de reducir el daño por depredadores nativos"	16,7	16,7	33,3	16,7	-	-	-	16,7	18,2	18,2	18,2	27,3	9,1	-	-	9,1
27- "Cazar depredadores nativos que no hacen daño, hace que aparezcan depredadores nativos dañinos"	-	16,7	33,3	16,7	-	16,7	16,7	-	-	-	27,3	9,1	36,4	-	-	27,3
28- "Cazar depredadores nativos hace que aumenten las poblaciones de especies que compiten con el ganado"	-	-	50,0	-	33,3	16,7	-	-	-	18,2	-	9,1	54,5	-	-	18,2

3198 Respecto a las normas inductivas (Tabla 27), en las EOE sólo la valoración de las
 3199 destrezas de los trabajadores para la caza de carnívoros sería un aspecto relevante, mientras
 3200 que ni las patronales ni la Sociedad Rural promueven la caza de carnívoros.
 3201 Contrariamente, los productores de la PAF rechazaron que la Cooperativa fuera un ámbito
 3202 de promoción de la caza de carnívoros nativos. En las EOE y en la PAF, se percibieron
 3203 bajos niveles de desaprobación hacia la caza de carnívoros en sus entornos sociales, que
 3204 tampoco actuarían como entornos donde se promueva la caza de carnívoros nativos.

3205 Al abordar las conductas adoptadas por sus entornos (*i.e.* normas descriptivas), las
 3206 opiniones fueron dispares dependiendo de los aspectos consultados (Tabla 27). Tanto en las

3207 EOE como en la PAF se percibió que la mayoría de los vecinos implementó alguna medida
 3208 para reducir la depredación. Los productores de la PAF percibieron un mayor grado de
 3209 implementación de métodos preventivos de la depredación entre sus vecinos, que lo
 3210 percibido por los mayordomos de las EOE.

3211 **Tabla 27:** Respuestas vertidas por los entrevistados (en porcentaje) sobre normas inductivas y descriptivas,
 3212 asociadas a la caza de pumas y zorros colorados y a la implementación de prácticas de manejo no letal de la
 3213 depredación en Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y en la Pequeña Agricultura Familiar (PAF).

Normas inductivas hacia las conductas	EOE							PAF								
	7	6	5	4	3	2	1	NS	7	6	5	4	3	2	1	NS
7: Totalmente de acuerdo; 6: Muy de acuerdo; 5: De acuerdo; 4: Intermedio; 3: En desacuerdo; 2: Muy en desacuerdo; 1: Totalmente en desacuerdo																
30- "En el ámbito rural los trabajadores hábiles para cazar depredadores son más valorados que los que no cazan"	16,7	-	50,0	33,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
34.i- "La patronal lo alienta a cazar depredadores nativos"	-	33,3	16,7	33,3	16,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
34.ii- "En el ámbito de la cooperativa/asociación rural se alienta a la caza de depredadores nativos"	-	16,7	33,3	16,7	33,3	-	-	-	-	9,1	9,1	45,5	9,1	-	27,3	
4: Todos; 3: Más de la mitad; 2: La mitad; 1: Menos de la mitad; 0: Ninguno																
	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS				
31- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros creen que está mal cazar depredadores nativos?	-	-	-	-	100,0	-	-	-	9,1	36,4	45,5	9,1				
32- ¿Cuántos miembros de su familia creen que está mal cazar depredadores nativos?	-	-	16,7	16,7	66,7	-	-	18,2	9,1	18,2	45,5	9,1				
33- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros lo alientan a cazar depredadores nativos?	16,7	16,7	-	-	66,7	-	-	9,1	27,3	-	54,5	9,1				
Normas descriptivas hacia las conductas																
4: Todos; 3: Más de la mitad; 2: La mitad; 1: Menos de la mitad; 0: Ninguno																
	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS				
35- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros le dedica tiempo a la caza de depredadores nativos?	-	16,7	16,7	66,7	-	-	-	9,1	63,6	18,2	-	18,2				
36.a- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros cazaron PUMAS en el último año?	16,7	16,7	16,7	33,3	16,7	-	-	-	-	18,2	72,7	9,1				
36.b- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros cazaron ZORROS COLORADOS en el último año?	33,3	16,7	16,7	33,3	-	-	-	-	45,5	45,5	-	9,1				
37- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros no hace nada para reducir el daño por depredadores nativos?	-	-	16,7	16,7	66,7	-	-	18,2	-	45,5	27,3	9,1				
38- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros aumentan sus ingresos con el cobro de cueros?	-	16,7	-	50,0	33,3	-	-	-	-	-	90,9	9,1				
36.d- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros recurren a las PRÁCTICAS PREVENTIVAS?	-	-	16,7	66,7	16,7	-	-	27,3	27,3	18,2	18,2	9,1				

3214

3215 Al momento de indagar en el control percibido y la auto-eficiencia al implementar las
3216 conductas (Tabla 28), aquellos productores de la PAF que nunca cazaron ni intentaron
3217 cazar pumas no brindaron opiniones sobre estos aspectos. En términos generales, los
3218 entrevistados tendieron a expresar que no contaban con todos los recursos necesarios para
3219 cazar carnívoros. También manifestaron grados variables de inseguridad de poder cazar al
3220 carnívoro si lo intentaran. La implementación de prácticas no letales no fue considerada una
3221 tarea sencilla por los productores de la PAF. Sin embargo los productores tendieron a
3222 mostrarse mayoritariamente seguros a muy seguros (72,7 %) de poder implementar dichas
3223 prácticas. Para el caso de las EOE las percepciones asociadas a la auto-eficiencia
3224 manifestada por los mayordomos sobre las prácticas no letales, dependió de que en dichos
3225 establecimientos se emplearan PPG.

3226 Tanto en las EOE como en la PAF los entrevistados tendieron a manifestarse
3227 mayormente en desacuerdo en que el cobro de recompensas constituyera una motivación
3228 suficiente para cazar pumas y zorros colorados (Tabla 29). Dicha postura fue más evidente
3229 respecto a la caza de zorros colorados entre los productores familiares, que en un 81,8 % se
3230 expresaron en desacuerdo a totalmente en desacuerdo con dicha afirmación.

3231 Las intenciones comportamentales hacia las conductas fueron heterogéneas (Tabla 30),
3232 dependiendo de la tipología agraria y del objeto de interés al que se enfocaran. Los
3233 productores de la PAF mostraron una baja predisposición a intentar cazar pumas. Sólo uno
3234 (9,1 %) de los productores expresó que probablemente intentaría cazar al próximo puma
3235 que encontrara. Por el contrario, en las EOE el 50,0 % de los mayordomos manifestó que
3236 probable a muy probablemente intentarían cazar pumas. La intención de cazar fue mayor
3237 entre los os productores de la PAF cuando la especie objetivo fue el zorro colorado, aunque
3238 dicha postura no fue mayoritaria. Los mayordomos de las EOE también mostraron una
3239 mayor predisposición a intentar cazar zorros colorados. Tanto en la PAF como en las EOE
3240 los entrevistados manifestaron mayoritariamente la intención de implementar prácticas de
3241 manejo no letal. Además de las tres EOE que implementaban PPG, una de las restantes
3242 tenía previsto incorporar PPG en el corto plazo.

3243

3244 **Tabla 28:** Respuestas vertidas por los entrevistados (en porcentaje) en Explotaciones Ovinas Empresariales
 3245 (EOE) y en la Pequeña Agricultura Familiar (PAF) sobre el control percibido y la auto-eficiencia, asociadas a
 3246 la caza de pumas y zorros colorados y a la implementación de prácticas de manejo no letal de la depredación.

Control percibido sobre las conductas	EOE							PAF								
7: Totalmente de acuerdo; 6: Muy de acuerdo; 5: De acuerdo; 4: Intermedio; 3: En desacuerdo; 2: Muy en desacuerdo; 1: Totalmente en desacuerdo	7	6	5	4	3	2	1	NS	7	6	5	4	3	2	1	NS
39.a- "No es necesario contar con recursos o elementos ajenos al labor cotidiano, para cazar PUMAS "	-	-	33,3	33,3	16,7	16,7	-	-	-	-	-	27,3	-	-	-	72,7
39.b- "No es necesario contar con recursos o elementos ajenos al labor cotidiano, para cazar ZORROS COLORADOS "	-	-	16,7	50,0	-	33,3	-	-	-	-	27,3	9,1	27,3	9,1	-	27,3
2: Todos; 1: Algunos; 0: Ninguno	2	1	0	NS	2	1	0	NS								
40.a- ¿Ud cuenta con todos los medios necesarios para cazar PUMAS ?	-	100,0	-	-	-	45,5	-	54,5								
40.b- ¿Ud cuenta con todos los medios necesarios para cazar ZORROS COLORADOS ?	16,7	83,3	-	-	27,3	27,3	27,3	18,2								
Auto-eficiencia percibida en la implementación de conductas	EOE							PAF								
4: Muy fácil; 3: Fácil; 2: Intermedio; 1: Difícil; 0: Muy difícil	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS				
41.a- Para Ud, cazar PUMAS es una tarea...	16,7	-	33,3	50,0	-	-	-	-	9,1	27,3	-	63,6				
41.b- Para Ud, cazar ZORROS COLORADOS es una tarea...	-	33,3	66,7	-	-	-	-	9,1	9,1	27,3	18,2	36,4				
41.d- Para Ud, usar prácticas preventivas es...	-	33,3	16,7	16,7	-	33,3	-	18,2	45,5	27,3	-	9,1				
4: Muy seguro; 3: Seguro; 2: Intermedio; 1: Inseguro; 0: Muy inseguro	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS				
42.a- ¿Cuán seguro está de poder cazar al próximo PUMA que encuentre?	-	16,7	33,3	16,7	33,3	-	-	-	-	18,2	36,4	45,5				
42.b- ¿Cuán seguro está de poder cazar al próximo ZORROS COLORADOS que encuentre?	-	33,3	50,0	-	16,7	-	-	9,1	9,1	18,2	36,4	27,3				
42.d- ¿Cuán seguro está de poder implementar prácticas preventivas a futuro?	33,3	16,7	16,7	-	33,3	-	54,5	18,2	9,1	-	9,1	9,1				
4: Muchos; 3: Algunos; 2: Intermedio; 1: Pocos; 0: Ninguno	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS				
43.a- Cuando intenta cazar un PUMA ¿Hay algún motivo que le impida hacerlo?	16,7	66,7	-	16,7	-	-	45,5	9,1	-	-	-	45,5				
43.b- Cuando intenta cazar un ZORROS COLORADOS ¿Hay algún motivo que le impida hacerlo?	-	50,0	-	33,3	16,7	-	36,4	27,3	-	9,1	-	27,3				
43.d- Cuando intenta implementar prácticas preventivas ¿Hay algún motivo que le impida hacerlo?	33,3	16,7	-	-	33,3	16,7	18,2	18,2	9,1	45,5	-	9,1				
3247																
3248																
3249																
3250																

3251 **Tabla 29:** Respuestas vertidas por los entrevistados (en porcentaje) en Explotaciones Ovinas Empresariales
 3252 (EOE) y en la Pequeña Agricultura Familiar (PAF) sobre la motivación que podría generar el cobro de
 3253 recompensas al manejo letal de pumas y zorros colorados.

Motivaciones externas	EOE							PAF								
	7	6	5	4	3	2	1	NS	7	6	5	4	3	2	1	NS
7: Totalmente de acuerdo; 6: Muy de acuerdo; 5: De acuerdo; 4: Intermedio; 3: En desacuerdo; 2: Muy en desacuerdo; 1: Totalmente en desacuerdo																
44.a- "El cobro de los cueros de PUMA es la única razón por la que caza"	-	-	-	16,7	33,3	33,3	16,7	-	-	-	-	-	9,1	-	45,5	45,5
44.b- "El cobro de los cueros de ZORROS COLORADOS es la única razón por la que caza"	-	-	-	16,7	33,3	33,3	16,7	-	-	-	-	-	9,1	9,1	63,6	18,2

3254 **Tabla 30:** Intenciones comportamentales hacia la caza de pumas y zorros colorados y hacia la
 3255 implementación de prácticas de manejo no letal de la depredación (en porcentaje) en Explotaciones Ovinas
 3256 Empresariales (EOE) y en la Pequeña Agricultura Familiar (PAF).
 3257

Intención comportamental hacia las conductas	EOE					PAF						
	4	3	2	1	0	NS	4	3	2	1	0	NS
4: Muy probable; 3: Probable; 2: Intermedio; 1: Improbable; 0: Muy improbable												
45.a- "Ud intentará cazar al próximo PUMA que encuentre"	33,3	16,7	16,7	33,3	-	-	-	9,1	9,1	18,2	36,4	27,3
45.b- "Ud intentará cazar al próximo ZORRO COLORADO que encuentre"	66,7	33,3	-	-	-	-	18,2	27,3	9,1	-	36,4	9,1
45.d- "Ud intentará aplicar PRÁCTICAS PREVENTIVAS de la depredación"	50,0	16,7	-	-	33,3	-	72,7	9,1	-	9,1	9,1	-

3258 La caza de pumas y zorros colorados fue implementada más frecuentemente en las EOE
 3259 (Tabla 31). Relativizando la cantidad de ejemplares cosechados anualmente a la superficie
 3260 de cada predio, en las EOE las presiones de caza fueron de $0,8 \pm 1,1$ pumas/100 km² y $27,3$
 3261 $\pm 21,2$ zorros colorados/100 km². Los mayordomos de las EOE señalaron que el manejo
 3262 letal arroja mejores resultados respecto a la reducción de daños, cuando se lo implementa
 3263 sobre pumas. El 50,0 % percibió que la caza de pumas arrojó buen resultado, mientras que
 3264 el 83,3 % consideró que el resultado de la caza de zorros colorados fue regular. En la PAF
 3265 el nivel de implementación de prácticas de manejo no letal de la depredación fue del 81,8
 3266 %. Tanto en la PAF como en las EOE los entrevistados tendieron a mostrarse satisfechos
 3267 con los resultados de las prácticas de manejo no letal de la depredación. El 72,8 % de los
 3268 productores familiares consideraron que los resultados de las prácticas de intensificación
 3269 fueron buenos a excelentes. Por su parte en las EOE que implementaron PPG, los
 3270 mayordomos consideraron que el desempeño de los mismos en la reducción de daños fue
 3271 bueno a muy bueno.

3272

3273 **Tabla 31:** Aproximación a la implementación de las conductas de interés a partir de la indagación de
 3274 ejecuciones previas y evaluaciones subjetivas (en porcentaje) del desempeño de dichas conductas sobre la
 3275 mitigación de la depredación en Explotaciones Ovinas Empresariales (EOE) y en la Pequeña Agricultura
 3276 Familiar (PAF).

Implementación previa de las conductas	EOE					PAF										
13.a- ¿Cuándo fue la última vez que cazó un PUMA ? (Días transcurridos ± SD)	68,75 ± 56,6 (n = 4)					120 ± 0,0 (n = 1)										
13.b- ¿Cuándo fue la última vez que cazó un ZORRO COLORADO ? (Días transcurridos ± SD)	8,5 ± 7,1 (n = 6)					81,4 ± 33,4 (n = 7)										
14.a- ¿Cuántos PUMAS cazó el último año? (Promedio ± SD)	3,5 ± 2,6 (n = 4)					1 ± 0,0 (n = 1)										
14.b - ¿Cuántos ZORROS COLORADOS cazó el último año? (Promedio ± SD)	57,5 ± 57,9 (n = 6)					7,6 ± 4,2 (n = 7)										
	Si		No			Si		No								
13.d - ¿Implementó alguna PRÁCTICA PREVENTIVA durante el último año?	50,0		50,0			81,8		18,2								
6: Excelente; 5: Muy bueno; 4: Bueno; 3: Regular; 2: Malo; 1: Muy malo; 0: Pésimo																
	6	5	4	3	2	1	0	NS	6	5	4	3	2	1	0	NS
15.a- ¿Cómo calificaría los resultados del control letal de PUMAS ?	-	-	50,0	33,3	-	-	-	16,7	-	-	-	9,1	-	-	-	90,9
15.b- ¿Cómo calificaría los resultados del control letal de ZORROS COLORADOS ?	-	-	16,7	83,3	-	-	-	-	-	-	9,1	45,5	9,1	-	-	36,4
15.d- ¿Cómo calificaría los resultados de las PRÁCTICAS PREVENTIVAS ?	-	16,7	33,3	-	-	-	-	50,0	36,4	18,2	18,2	9,1	-	-	-	18,2

3277

3278 **Discusión**

3279 La depredación por carnívoros nativos y principalmente por zorros colorados, fue la
 3280 causa de pérdida de ganado más frecuentemente reportada por los pobladores rurales del
 3281 DP, tanto en las EOE como en la PAF. Sin embargo, las intenciones comportamentales y
 3282 las conductas adoptadas por los pobladores rurales hacia la depredación difirieron según la
 3283 tipología agraria. En las EOE, los entrevistados manifestaron una mayor predisposición a
 3284 recurrir a la caza de carnívoros nativos, mientras que en la PAF los productores tendieron a
 3285 recurrir preferentemente a prácticas preventivas de mitigación. En las EOE la intención a
 3286 emplear prácticas preventivas dependió de la experiencia previa de los establecimientos en
 3287 aplicarlas. Un ejemplo fue la implementación de PPG, aquellas EOE usuarias de PPG
 3288 manifestaron una mayor predisposición a continuar implementándolas.

3289 La percepción de que la depredación por carnívoros nativos es una causa importante de
 3290 pérdida de ganado ovino fue consecuente con lo observado en los monitoreos de mortalidad
 3291 ovina (Capítulo IV). Tanto en las EOE como en la PAF, el zorro colorado fue percibido

3292 como la especie más problemática, patrón similar al recogido en otras regiones de la
3293 Patagonia argentina (Travaini *et al.*, 2000; Llanos, Andrade & Travaini, 2019). En el DP, el
3294 zorro colorado fue el carnívoro dominante en términos de distribución y abundancia
3295 (Capítulo III), y dado que se trata de un meso-carnívoro resiliente al control letal (Novaro,
3296 1995; Novaro, Funes & Walker, 2005), se requiere de un esfuerzo continuo para evitar los
3297 encuentros entre estos depredadores y el ganado. En tal sentido, tanto en las EOE como en
3298 la PAF tendieron a considerar que el control letal de zorros colorados tiene un desempeño
3299 regular en la mitigación de pérdidas. A pesar de ello, en todas las EOE se implementó la
3300 caza de zorros colorados y en la mayoría de ellas se manifestó una alta predisposición a
3301 intentar cazar zorros colorados a futuro. En las EOE, la caza de carnívoros es parte de las
3302 normas subjetivas asociadas al trabajo rural. Es decir, existe un acuerdo tácito en que el
3303 control letal de carnívoros es una de las tareas que deben desempeñar los trabajadores, por
3304 lo que aquellos trabajadores con mayor destreza son los más valorados. Las normas
3305 subjetivas tienen una influencia significativa en grupos cuya identidad social está asociada
3306 a ciertas tradiciones, en donde la demostración de destrezas eleva el estatus social de sus
3307 miembros (Marchini & Macdonald, 2012).

3308 Las intenciones comportamentales y las conductas adoptadas hacia la depredación
3309 difirieron entre las distintas tipologías agrarias. En las EOE, se registró una mayor
3310 predisposición por intentar cazar carnívoros nativos, lo que contradice el supuesto que
3311 establece una asociación lineal inversa entre el estatus socio-económico de los pobladores
3312 rurales y la hostilidad hacia los carnívoros (Romañach, Lindsey & Woodroffe, 2007;
3313 Dickman, 2010). Un patrón similar se deriva del uso de cebos tóxicos, el cual suele
3314 asociarse a situaciones de mayor vulnerabilidad socio-económica (Romañach, Lindsey and
3315 Woodroffe, 2007). Sin embargo, en el DP, los cebos tóxicos fueron empleados tanto por
3316 productores familiares como en las estancias. Ello podría deberse a que dicha práctica suele
3317 ser percibida como el método de control letal más efectivo entre los pobladores de la
3318 Patagonia (Travaini *et al.*, 2000).

3319 La depredación por perros fue percibida como particularmente problemática en las EOE,
3320 donde mayoría de los mayordomos (83 %) se manifestó de acuerdo a muy de acuerdo en

3321 que la depredación por perros constituye una amenaza para la ganadería de la zona. Tales
3322 respuestas fueron vertidas por los referentes de las EOE que se encontraban próximas a
3323 centros urbanos o parajes. Al abordar esta problemática, tanto durante las entrevistas como
3324 en charlas informales con el personal de los establecimientos, estos solían destacar la
3325 dimensión de los daños que provocan en cada evento (en número de ovinos muertos y
3326 heridos; ver Capítulo IV), y el carácter errático de la ocurrencia de los mismos (Gáspero,
3327 obs. pers.). Estos patrones son coincidentes con el escaso material bibliográfico asociado a
3328 la temática referidas a las interacciones agresivas entre perros y ganado (Guarda *et al.*,
3329 2010). Dada la dimensión que pueden alcanzar los impactos provocados por perros
3330 asilvestrados y de libre movimiento sobre la producción (Capítulo IV; NASS, 2000), ya sea
3331 sanitarios (tanto para humanos como para la vida silvestre; Knobel *et al.*, 2005) y
3332 ecológicos (Vanak *et al.*, 2014), resulta imperativo la intervención sobre esta problemática
3333 para evitar que la misma se agrave.

3334 Por su parte, la caza de pumas se practicó en cuatro de las seis EOE y en uno de los 11
3335 predios de la PAF estudiados. La caza de esta especie estuvo asociada a la presencia de
3336 sitios ocupados de forma permanente por pumas, tanto en el interior de los establecimientos
3337 como próximos a ellos (Capítulo III). Naturalmente, el encuentro con la especie focal es
3338 fundamental en la implementación del control letal (Marchini & Macdonald, 2012). El 50
3339 % de los mayordomos consideró que la caza de pumas generó buenos resultados en la
3340 mitigación de daños por depredación, por lo que sostienen su uso como medida efectiva
3341 para evitar pérdidas de ganado ovino a manos de este felino. En áreas donde la densidad de
3342 grandes carnívoros es baja, la remoción de ejemplares podría tener efectos inmediatos sobre
3343 la percepción de daño durante el periodo en que los sitios demoran en ser recolonizados por
3344 pumas (Elbroch and Wittmer, 2013b).

3345 La predisposición de los mayordomos a implementar prácticas preventivas estuvo
3346 asociada al uso de PPG. En las EOE usuarias de PPG, sus mayordomos tendieron a calificar
3347 como bueno a muy bueno su desempeño respecto a la mitigación de pérdidas por
3348 depredación. La eficiencia de los PPG en la reducción de pérdidas por depredación se ha
3349 comprobado en múltiples contextos a nivel mundial (Marker, Dickman & Schumann, 2005;

3350 Rigg *et al.*, 2011; Van Bommel & Johnson, 2012; Treves, Krofel & Mcmanus, 2016).
3351 Además, los usuarios de PPG suelen manifestar que la presencia de los perros reduce el
3352 estrés generado por el riesgo de sufrir pérdidas por depredación (van Bommel, 2010).

3353 Los productores familiares tendieron a recurrir mayoritariamente a la implementación de
3354 prácticas preventivas de la depredación. La crisis generada por la sequía y la erupción del
3355 Complejo Volcánico Puyehue-Cordón Caulle incrementó la percepción de riesgo asociada a
3356 la depredación y a otros factores de mortalidad, motivando a los productores a recurrir a la
3357 intensificación del manejo ganadero (Gáspero *et al.*, 2018). El 72,8 % de los productores
3358 familiares expresó que la implementación de prácticas preventivas generó buenos a
3359 excelentes resultados respecto a la mitigación de la depredación. Para los productores
3360 familiares la presencia de carnívoros y el riesgo de depredación es una causa de
3361 preocupación, puesto que se establecen vínculos emocionales en los cuales los productores
3362 se consideran responsables del bienestar del ganado (Eklund *et al.*, 2020a). Por lo tanto, la
3363 efectividad y factibilidad de las medidas de mitigación influyen tanto en las evaluaciones
3364 utilitarias hacia las prácticas preventivas como en los aspectos emocionales de los
3365 productores que las implementan (Amit & Jacobson, 2017; Eklund *et al.*, 2020a).
3366 Consecuentemente, las estrategias de manejo adoptadas son aquellas que, además de ser
3367 efectivas, reducen la preocupación de los productores respecto a la pérdida de ganado por
3368 depredación (Eklund *et al.*, 2020a) y por otras causas (Gáspero *et al.*, 2018). Sin embargo,
3369 más de la mitad de los productores familiares manifestó disgusto por tener que emplear las
3370 prácticas preventivas, debido al esfuerzo que requiere su implementación (*i.e.* confinar y
3371 pastorear el ganado diariamente en condiciones climáticas rigurosas). Cuando las prácticas
3372 preventivas generan consecuencias negativas sobre la calidad de vida de los productores, su
3373 implementación incrementa el malestar de los mismos hacia la depredación (Eklund *et al.*,
3374 2020). De este modo, el malestar de tener que implementar las prácticas preventivas dado el
3375 riesgo de sufrir ataques por depredadores, puede sustentar percepciones negativas hacia los
3376 carnívoros aun cuando el impacto de estos sea bajo.

3377 Las conductas de los pobladores rurales del DP hacia la depredación estuvieron
3378 motivadas por los aspectos normativos de sus entornos y/o por los resultados utilitarios de

3379 dichas conductas. A la hora de proyectar las políticas de manejo de carnívoros, los
3380 tomadores de decisión a nivel gubernamental deben contemplar dichos aspectos (Eklund *et*
3381 *al.*, 2020a). En las EOE la caza de carnívoros forma parte de las normas subjetivas ligadas
3382 al trabajo rural, aunque su desempeño ante la depredación por zorros colorados fuera
3383 percibido como regular. Contrariamente, el empleo de PPG son una práctica que es
3384 percibida como efectiva por sus usuarios, pero su implementación es incipiente y por ello
3385 requiere de la incorporación de destrezas para su correcta adopción (Gáspero, obs. pers.).
3386 Promover el uso de PPG y capacitar a los trabajadores rurales permitiría incorporar dichas
3387 habilidades en las normas subjetivas vinculadas al trabajo rural. Esto no sólo acarreará
3388 reducciones en las tasas de depredación de ovinos (Capítulo IV), también desalentará el uso
3389 de métodos de control letal no selectivo, como cebos tóxicos y trampas cebo.

3390 Por su parte en la PAF, los entrevistados tendieron a manifestar una mayor
3391 predisposición a implementar prácticas preventivas. Aunque los PPG permiten reducir el
3392 esfuerzo asociado a la intensificación del manejo ganadero, los costos de implementación
3393 de los PPG los hace inaccesibles para los productores familiares (Marker, Dickman &
3394 Schumann, 2005; Novaro *et al.*, 2017; Gáspero, obs. pers.). Existen alternativas a las que
3395 puede recurrirse para sortear tales obstáculos, como los instrumentos de financiación
3396 contemplados en la “Ley Ovina” 25.422/01 o en la “Ley Caprina” 26.141/06 o generando
3397 esquemas de cría de PPG bajo gestión cooperativa. En casos de productores familiares que
3398 sólo sufran pérdidas por zorros colorados, también podría explorarse la implementación de
3399 técnicas no letales de menor costo como las llamas (*Lama glama*) y burros (*Equus asinus*)
3400 protectores de ganado (Andelt, 2004) o dispositivos de disuasión (Zarco-González &
3401 Monroy-Vilchis, 2014). Sin embargo, el éxito de las medidas de mitigación no siempre se
3402 traduce linealmente en reducciones significativas de la presión de caza de carnívoros y sus
3403 presas. Por ello debería acompañarse la promoción de dichas prácticas con estrategias para
3404 incrementar la tolerancia de la población rural hacia pumas, zorros colorados y herbívoros
3405 nativos, como campañas de comunicación y educación ambiental o la certificación de
3406 calidad de los procesos productivos. Las políticas de comando y control (Ley 763/72), que
3407 promueven respuestas lineales para problemas complejos (*e.g.* la depredación de ganado en
3408 contextos de vulnerabilidad socio-ambiental), son estrategias ineficientes puesto que se

3409 centran en intervenciones (como el control letal) que tienen escaso impacto sobre la
3410 vulnerabilidad del ganado y de la población rural (Capítulo VI; Gáspero *et al.*, 2018).

3411

3412

3413

3414

3415

3416

3417

3418

3419

3420

3421

3422

3423

3424

3425

3426

3427

3428

3429 ***Capítulo VI: Interacción humanos-carnívoros en un***
3430 ***contexto de crisis socio-productiva: Evaluación de***
3431 ***estrategias de pequeños productores familiares para***
3432 ***reducir la depredación.***

3433 ***Introducción***

3434 Por décadas, las interacciones entre humanos y la fauna silvestre ha sido reconocida
3435 como una amenaza a la conservación de la biodiversidad (Dickman, 2010). Sin embargo, la
3436 biología de la conservación está dominada por abordajes asociados a la ecología de las
3437 especies involucradas (Dickman, 2010). En particular, la interacción entre carnívoros y
3438 personas es un tópico de relevancia global que requiere de políticas de manejo que atiendan
3439 tanto a las demandas sociales como a los procesos e interacciones biológicas. Las prácticas
3440 de producción ganadera deberían adaptarse al rol socio-económico de la ganadería a fin de
3441 maximizar la producción, pero también a mitigar los impactos sobre las poblaciones de
3442 carnívoros y sus bases de presas (Treves & Karanth, 2003; Karanth & Chellam, 2009). La
3443 ganadería ha emergido como uno de los principales factores que contribuye a problemas
3444 ambientales severos, tanto a escala local como global (Steinfeld, 2006). El control letal para
3445 reducir la depredación de ganado es la principal causa de declinaciones y extinción de
3446 poblaciones de carnívoros (Treves & Karanth, 2003; Baker *et al.*, 2008; Inskip &
3447 Zimmermann, 2009; Karanth & Chellam, 2009). La literatura científica está dominada por
3448 situaciones de conflicto dentro o en los bordes de áreas protegidas, especialmente cuando
3449 están involucrados carnívoros en peligro de extinción (Inskip & Zimmermann, 2009;
3450 Fourvel & Mwebi, 2011; Aryal, Brunton & Raubenheimer, 2014; Hazzah *et al.*, 2014;
3451 Aryal, 2015). Por el contrario, las estrategias de mitigación afectando a especies no
3452 amenazadas, comunes o abundantes en paisajes agrícolas han sido menos exploradas
3453 (Carter & Linnell, 2016). Los estudios enfocados sobre factores (*i.e.* sociales, económicos y
3454 ambientales) involucrados en las percepciones y actitudes de pequeños productores hacia
3455 los carnívoros son escasos, a pesar de su importancia para las economías de subsistencia y
3456 el desarrollo de programas de manejo (Dickman, 2010; Marchini & Macdonald, 2012;
3457 Carter & Linnell, 2016; Khanal *et al.*, 2017; Panthi *et al.*, 2017). Diferentes escenarios

3458 ambientales podrían modificar las percepciones de los productores hacia sus Socio-
3459 Ecosistemas, e incluso las prácticas de mitigación de la depredación pueden adaptarse a
3460 casos específicos o situaciones locales (Baker *et al.*, 2008; Carter & Linnell, 2016; Aryal *et*
3461 *al.*, 2017).

3462 Las intervenciones políticas tradicionales han estado basadas en sobre simplificaciones
3463 de la complejidad de los impactos entre humanos y carnívoros. El manejo de carnívoros
3464 está frecuentemente dominado por las lógicas de comando y control (i.e. relación lineal
3465 entre la abundancia de carnívoros y el daño por depredación; Holling & Meffe, 1996). En la
3466 biología de la conservación se han afianzado varias suposiciones en torno a la interacción
3467 entre carnívoros y humanos (Dickman, 2010): (i) los niveles de daño dependen de la
3468 abundancia de los carnívoros; (ii) hay una relación lineal entre los niveles de daño
3469 percibidos y las actitudes de los productores hacia los carnívoros; y (iii) el estatus socio-
3470 económico de los productores es inversamente proporcional al nivel de hostilidad en
3471 respuesta a los daños provocados por los carnívoros. Productores de subsistencia mostrarían
3472 niveles exacerbados de hostilidad hacia los carnívoros en comparación a productores
3473 comerciales (Romañach, Lindsey & Woodroffe, 2007; Dar *et al.*, 2009; Hazzah *et al.*,
3474 2009; Aryal *et al.*, 2012; Taylor *et al.*, 2012; Bista & Aryal, 2013). Como resultado de estos
3475 supuestos, la aproximación más antigua y ampliamente aplicada ha sido el control letal de
3476 carnívoros silvestres. Sin embargo, esta práctica es ineficiente en reducir la mortalidad de
3477 ganado por depredación (Berger, 2006; Treves, Kropfel & Mcmanus, 2016). Políticas de
3478 comando y control frecuentemente promueven respuestas lineales a problemas complejos.
3479 Ellas se enfocan en factores externos (e.g. dinámicas poblacionales y potencial
3480 reproductivo) en un intento por reducir la variabilidad e incrementar la productividad de los
3481 sistemas. No obstante algunos sistemas han manifestado estrés en respuesta a el manejo de
3482 recursos naturales, ya que la reducción de la variabilidad de los sistemas resulta en una
3483 consecuente pérdida de resiliencia a disturbios externos (Holling & Meffe, 2016).

3484 Ante el impacto de la depredación, las decisiones adoptadas por productores es el
3485 resultado de procesos multidimensionales (Vanclay *et al.*, 2006; White *et al.*, 2009;
3486 Fairweather 2010; Liu *et al.*, 2011). Aspectos sociales, culturales y ambientales interactúan
3487 a diferente escala espacial y temporal, influenciando los modelos mentales, percepciones y

3488 decisiones (Vanclay *et al.*, 2006; Easdale & Domptail 2014). Los mapas cognitivos pueden
3489 hacer explícitas las percepciones y discursos en relación a sus sistemas de producción, las
3490 interacciones entre factores internos y externos, y sus influencias o relaciones con las
3491 decisiones de manejo. Comprender estas interacciones es fundamental para promover
3492 cambios en prácticas de manejo (Özesmi & Özesmi, 2004; Fairweather, 2010; Fairweather
3493 & Hunt, 2011) y mejorar las políticas asociadas a aspectos socio-ecológicos (Carter, Riley
3494 & Liu, 2012; Domptail, Easdale & Yuerlita, 2013). Por ejemplo, costos crecientes en el
3495 control poblacional de coyotes (*Canis latrans*) no resultaron en mejoras de la industria
3496 ovina, que está más influenciada por los precios de mercado y los costos de producción
3497 (Berger, 2006).

3498 Entre 2007 y 2012 el noroeste de la Patagonia argentina atravesó una prolongada y
3499 severa sequía, que coincidió con la abrupta deposición de cenizas volcánicas generadas por
3500 la erupción del complejo volcánico Puyehue-Cordón Caulle (Chile). En la provincia de Río
3501 Negro los efectos de ambos eventos causaron una significativa reducción de la producción
3502 ganadera y, debido a la mortandad masiva de ganado, una situación de crisis social y
3503 económica (Easdale & Rosso, 2010; Easdale *et al.*, 2014). Desde 1972 rige en Río Negro la
3504 ley 763 de “*Lucha contra poblaciones de animales silvestres circunstancialmente*
3505 *perjudiciales para la ganadería*” (Ley 763/72 de ahora en más), que establece un fondo
3506 para el pago de incentivos al control letal de pumas y zorros colorados, de US\$ 170 y US\$
3507 17 por cuero, respectivamente. El fondo es financiado a través de un impuesto al transporte
3508 y comercialización de productos ganaderos y es administrado por el Ministerio de
3509 Producción provincial. Este contexto provee un escenario para evaluar si una política
3510 basada en lógicas de comando y control (control subsidiado de carnívoros) fue efectiva en
3511 estandarizar las conductas de productores ganaderos (motivando el control letal) en una
3512 situación de disturbio (causada por sequías y depósitos de cenizas volcánicas).

3513 El objetivo de este capítulo fue analizar las percepciones de pequeños productores
3514 familiares en relación a las pérdidas en la producción ganadera y las estrategias que
3515 adoptaron en un contexto de crisis socio-productiva del noroeste patagónico. En tal
3516 contexto se busca determinar cuales son los principales problemas percibidos por los
3517 pequeños productores, sus estrategias para mitigar la depredación y la importancia relativa

3518 del daño por carnívoros entre los problemas percibidos. También se evalúa si las estrategias
3519 de mitigación de la depredación adoptadas por pequeños productores estuvieron alineadas
3520 con las políticas basadas en lógicas de comando y control.

3521 Considerando los supuestos en torno a los impactos entre humanos y carnívoros, se
3522 hipotetizó que (i) los productores percibirán a la depredación como uno de los problemas
3523 más relevantes para su ganado y (ii) la principal estrategia para reducir el daño por
3524 depredación estará asociada con algún tipo de control letal.

3525 ***Métodos***

3526 *Área de estudio*

3527 El estudio fue realizado en una zona rural del DP, provincia de Río Negro (-70.72191,-
3528 41.12280). El área está localizada en la precordillera de los Andes, y presenta un abrupto
3529 gradiente de precipitaciones, concentradas en el invierno, con dirección oeste-este de 800
3530 mm a 300 mm, respectivamente. La temperatura media anual es de 8 °C. La comunidad
3531 vegetal está caracterizada por estepas gramíneas y arbustivas, dominadas por *Festuca*
3532 *pallescens*, *Pappostipa speciosa*, *Poa ligularis*, *Mulinum spinosum* y *Senecio* spp. (Leon *et*
3533 *al.*, 1998). La ganadería extensiva, principalmente la cría ovina, es la principal actividad de
3534 la región. La depredación por zorro colorado es una de las principales causas de mortalidad
3535 de corderos (tanto en periodos perinatales como en corderos de 7 a 60 días (Bellati & Von
3536 Thungen, 1990). El paisaje comprende parches manejados por pequeños productores
3537 familiares (unidades productivas menores a 5000 ha), interdispersos entre grandes áreas de
3538 grandes explotaciones ovinas (unidades productivas mayores a 10000 ha) (Easdale *et al.*,
3539 2009). Las grandes estancias están dedicadas principalmente a la cría de ovinos Merino
3540 para la industria lanera. Aunque la comercialización de lana es la principal fuente de
3541 ingresos de los pequeños productores, sus sistemas tienden a ser más diversificados. Otras
3542 especies como la cabras de Angora y vacunos cruza, son también importantes para el
3543 sustento familiar (Easdale & Rosso, 2010; Villagra *et al.*, 2015). Desde 2007 a 2012 las
3544 precipitaciones fueron entre un 33 % y 29 % inferiores al promedio histórico anual (444
3545 mm; Easdale *et al.* 2014), generando una prolongada sequía. En junio de 2011, el complejo
3546 Puyehue-Cordón Caulle (Chile) entró en erupción, afectando al DP con la lluvia de cenizas.

3547 Como resultado, en el área se depositó una capa de 1,5-5 cm de sedimentos volcánicos
3548 (Gaitán *et al.*, com. pers.). Las cenizas volcánicas redujeron la disponibilidad de forraje y
3549 el acceso a fuentes de agua, produciendo múltiples problemas sanitarios en el ganado como
3550 el desgaste dentario, desórdenes digestivos e incluso la muerte (Robles et al. com. pers.).

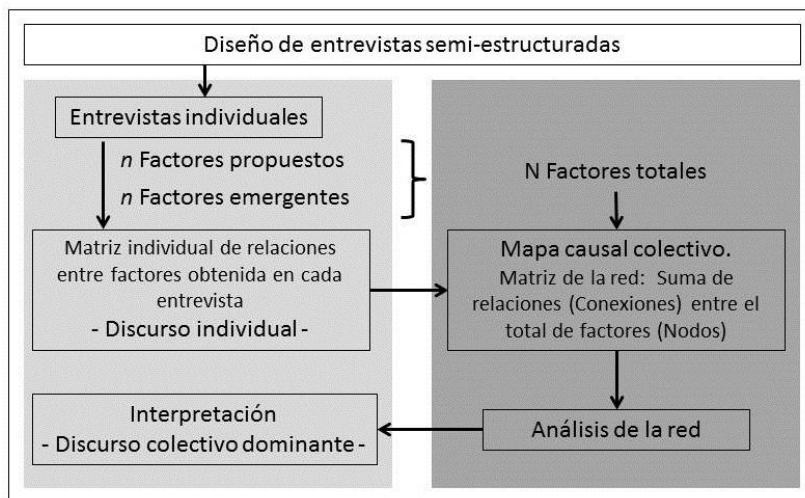
3551 El área de estudio se restringió a una zona de condiciones climáticas y florísticas
3552 homogéneas. Se usó un GIS para superponer capas de catastro, unidades domésticas
3553 georreferenciadas y la distribución de los sedimentos volcánicos (Gaitán et al. com. pers.).
3554 Dentro de la zona severamente afectada por la deposición de cenizas (capas de sedimentos
3555 mayores a los 3 cm), se delimitó un parche dominado por pequeños productores. El estudio
3556 se centró en la PAF debido a que es la tipología agraria más vulnerable a eventos
3557 ambientales extremos (Morton, 2007). El parche delimitado tuvo una superficie de 363,63
3558 km², conteniendo 50 unidades productivas (superficie promedio: 6,78 km², rango; 0,5-30
3559 km²).

3560 Durante el mes de mayo de 2013, se realizaron catorce entrevistas con familias
3561 seleccionadas aleatoriamente. En cada caso se expusieron los objetivos del estudio y se
3562 procedió con las entrevistas una vez que los participantes brindaron su consentimiento.
3563 Todos los casos preseleccionados estuvieron dispuestos a participar. Las entrevistas fueron
3564 realizadas por un único entrevistador y empleando términos de la jerga rural local para
3565 facilitar la comprensión del cuestionario (e.g. “recompensas”, para hacer referencia a los
3566 incentivos previstos por la Ley 763/72). Las entrevistas se llevaron a cabo en la residencia
3567 familiar y en presencia de todos los miembros de la familia presentes en ese momento, pero
3568 las preguntas fueron dirigidas a quienes fueran los responsables de las decisiones
3569 relacionadas al manejo ganadero. Además de la información sobre manejo ganadero y
3570 factores de mortalidad, se consultó sobre aspectos socio-económicos complementarios (e.g.
3571 edad, fuentes de ingresos extraprediales, superficie de la unidad productiva y tipo de
3572 tenencia de la tierra).

3573 *Entrevista y procesamiento de datos*

3574 Los discursos colectivos y estrategias de mitigación de la depredación fueron analizados
3575 aplicando la teoría de grafos y la construcción de mapas causales, sobre las que se

3576 realizaron análisis de redes. El mapa colectivo fue generado desde las percepciones y
 3577 estrategias de manejo individuales (Özesmi & Özesmi 2004; Fairweather 2010) que fueron
 3578 recogidas mediante entrevistas semi-estructuradas (Figura 19).



3579 **Figura 19:** Esquema del procedimiento metodológico empleado. El recuadro blanco representa la etapa
 3580 inicial, el recuadro en gris claro contiene las etapas basadas en procedimientos cualitativos y el recuadro gris
 3581 oscuro contiene las etapas de análisis cuantitativo.
 3582

3583 Para diseñar las entrevistas se revisó la bibliografía relacionada a los sistemas ganaderos
 3584 de Patagonia y los conflictos humanos-carnívoros de la región. Se definieron un total de 28
 3585 factores relevantes, agrupados en seis categorías: (i) manejo ganadero, (ii) causas de
 3586 pérdidas de ganado, (iii) técnicas de mitigación no letal de la depredación, (iv) técnicas de
 3587 control letal de depredadores, (v) recompensas y (vi) tipo de sistema productivo (i.e. especies
 3588 ganaderas). Los participantes fueron consultados sobre la presencia/ausencia (“si/no”) de
 3589 cada factor y en cada categoría fueron consultados sobre la presencia de otros factores que
 3590 no se encontraran entre las opciones provistas. Respecto al manejo ganadero, se realizaron
 3591 distinciones entre regimenes móviles y el nivel de intensificación de los sistemas de
 3592 pastoreo. Uno de estos regimenes es la trashumancia, donde una parte o la totalidad de la
 3593 familia participa de movimientos estacionales predecibles entre áreas de pastoreo ganadero.
 3594 La trashumancia contrasta con los sistemas sedentarios (i.e. las familias se establecen en
 3595 una misma unidad doméstica durante todo el año y el pastoreo ganadero está limitado a una
 3596 unidad productiva), donde se diferenció entre sistemas extensivos (i.e. el ganado pastorea
 3597 sin ninguna intervención humana o aporte externo de forraje), rotación de potreros (i.e.

3598 movimiento estacional o periódico del ganado para permitir la recuperación de las
3599 pasturas), encierre nocturno (i.e. confinamiento del ganado durante la noche en un corral
3600 cercano a la vivienda familiar) y la suplementación forrajera (i.e. aportes externos de
3601 forraje, principalmente heno, para contrarrestar la baja disponibilidad presente en los
3602 pastizales naturales) (Fernandez-Gimenez & Le Febre 2006; Easdale & Domptail, 2014).
3603 Respecto a los métodos de manejo no letal de la depredación, los participantes fueron
3604 consultados sobre el uso de Perros Protectores de Ganado (PPG; González *et al.*, 2012) y
3605 recorridos diarios (i.e. un pastor que supervisa diariamente al ganado). Para obtener
3606 información adicional sobre el impacto relativo de los depósitos de cenizas y la sequía, se
3607 consultó sobre la cantidad de ganado antes de la erupción y al momento de la entrevista
3608 (Tabla 32). Adicionalmente se indagó sobre las pérdidas percibidas por depredación
3609 durante los últimos 12 meses, y sobre la precisión en la forma de asignar al carnívoro
3610 responsable de los ataques. Todos los participantes describieron correctamente los patrones
3611 de ataque de los depredadores. En dos casos los participantes declararon sufrir pérdidas por
3612 depredación, pero no pudieron especificar cuanto ganado perdieron. Los entrevistados
3613 respondieron sobre la presencia/ausencia de cada factor.

3614 De los 28 factores predefinidos, cinco de ellos estuvieron ausentes en los discursos y tres
3615 factores que no fueron contemplados inicialmente emergieron a partir de las entrevistas. Por
3616 lo tanto se emplearon 26 factores para la construcción del mapa colectivo y los análisis
3617 posteriores (Tabla 33). Las conexiones entre factores fueron definidos por una matriz de 26
3618 x 26 factores, donde las relaciones se codificaron de forma binaria (1= nodos relacionados,
3619 0= nodos no relacionados) que representaron el discurso individual obtenido durante las
3620 entrevistas individuales. El discurso colectivo fue resumido en una matriz general que
3621 representó el mapa colectivo (i.e. la matriz suma de todas las entrevistas individuales). Esta
3622 matriz general fue empleada para realizar análisis de redes, donde los factores
3623 representaron los nodos y las conexiones entre factores las relaciones entre nodos. Se
3624 seleccionaron indicadores topológicos de centralidad para describir la importancia relativa
3625 de cada nodo en la red: grado de los nodos, intermediación y cercanía (Freeman, 1978). El
3626 grado es el número de vinculaciones directas de un nodo con los demás. Los nodos de
3627 mayor grado son más relevantes porque concentran un mayor número de relaciones dentro

3628 de la red. La intermediación es el número de veces que un nodo actúa como puente entre
 3629 los caminos geodésicos para vincular dos nodos de forma indirecta. La cercanía es la
 3630 distancia geodésica de un nodo a los restantes, puede estimarse por conexiones directas o
 3631 conexiones mediadas por otros nodos (Wasserman & Faust, 1994). Se realizó un análisis de
 3632 centro-periferia basado en las distancias geodésicas entre todos los nodos para determinar
 3633 los factores dominantes que interconectan los demás nodos de la red (Borgatti & Everett,
 3634 1999).

3635 **Resultados**

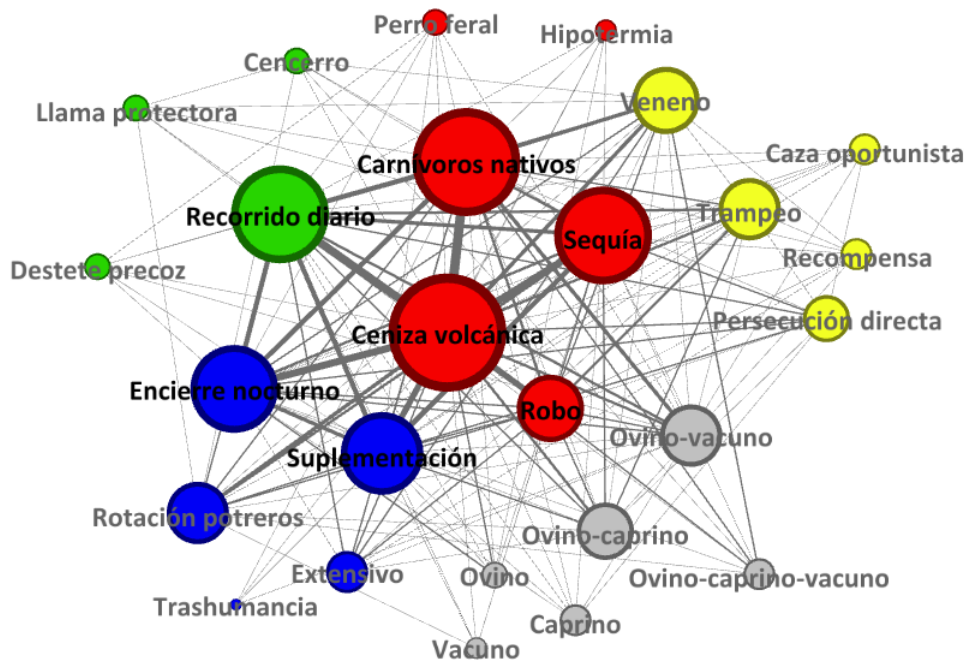
3636 En el 92,9 % de los casos, las decisiones de manejo fueron tomadas por los hombres más
 3637 experimentados de las familias. La edad promedio de los participantes fue de $59,3 \pm 14,3$
 3638 años (rango: 23–83 años), todos oriundos y residentes permanentes de la zona. El 50 % de
 3639 los productores están asentados en tierras fiscales. La superficie promedio de las unidades
 3640 productivas fue de $1,5 \pm 9,86 \text{ km}^2$ (rango: 0,50-30 km^2). Solamente el 14,3 % de las
 3641 familias se sustentó exclusivamente de los ingresos y productos generados por la ganadería,
 3642 mientras que el resto de las familias complementaron sus ingresos con fuentes
 3643 extraprediales, como pensiones (64,3 %) y trabajos extraprediales (21,4 %). La reducción
 3644 del *stock* ganadero posterior a la erupción volcánica y la sequía, afectó principalmente a
 3645 ovinos (57,9), vacunos (38,8 %) y, en menor magnitud, a caprinos (18,9 %; Tabla 32).

3646 **Tabla 32:** Información complementaria sobre el *stock* ganadero antes y después de la deposición de cenizas y
 3647 el daño percibido por depredación. Referencias. n*: Cantidad de sistemas con rebaños de ovejas, cabras o
 3648 vacas. Mean¹: Daño percibido promedio por especie de carnívoro y especie ganadera, considerando sólo a los
 3649 entrevistados que percibían pérdidas por depredación.

	<i>Stock</i> ganadero					Daño percibido			
	n*	Antes de la erupción		Durante el estudio		Puma		Zorro colorado	
		Media	Rango	Media	Rango	Media ¹ (%)	Rango (%)	Media ¹ (%)	Rango (%)
Ovinos	10	260,0	40 - 400	92,0	10 - 270	3,2	0 - 14,0	9,0	0 - 43,3
Caprinos	6	110,0	10 - 300	75,0	10 - 160	--	--	7,2	0 - 28,9
Vacunos	7	42,9	10 - 110	25,4	3 - 70	--	--	--	--

3650 Los nodos con mayor grado fueron inanición debido a las cenizas volcánicas,
 3651 depredación por carnívoros nativos, recorrido diario y sequía (Tabla 33). Depredación por
 3652 carnívoros nativos, robo e inanición por sequía y por cenizas volcánicas fueron las
 3653 principales causas de pérdidas de ganado percibidas. La fuerte interrelación entre inanición

3654 por cenizas volcánicas y depredación por carnívoros nativos, y entre inanición por sequía y
 3655 por cenizas volcánicas sugieren que estos factores interactúan en los discursos colectivos
 3656 (Figura 20). Las estrategias de manejo ganadero más representativas fueron el encierre
 3657 nocturno, el recorrido diario y la suplementación forrajera, constituyendo los nodos
 3658 centrales de la red (Figura 20). Los recorridos diarios se relacionaron con el robo, y en
 3659 conjunto con el encierre nocturno, ambas estrategias estuvieron mayormente asociadas a la
 3660 prevención de la inanición por cenizas volcánicas y la depredación por carnívoros nativos.
 3661 La suplementación forrajera estuvo vinculada con la sequía y cenizas volcánicas, indicando
 3662 una respuesta de manejo para afrontar las deficiencias nutricionales. La estrategia de
 3663 control letal de carnívoros fue el uso de cebos tóxicos, sin embargo ninguna modalidad de
 3664 control letal ni las recompensas fueron factores centrales de la red.



3665

3666 **Figura 20:** Mapa causal colectivo. Muestra factores centrales (etiquetas negras) y periféricos (etiquetas
 3667 grises), el grado (tamaño del nodo), peso relativo de las asociaciones (espesor de las líneas) y categoría
 3668 correspondiente (nodos rojos: problemas percibidos, nodos azules: prácticas de manejo ganadero, nodos
 3669 verdes: manejo no letal de la depredación, nodos amarillos: recompensas y control letal de carnívoros, nodos
 3670 grises: tipo de sistemas de producción).

3671

3672 **Tabla 33:** Frecuencia de cada factor (cantidad de entrevistados que reconocieron, respondiendo “Si”, a la
 3673 presencia del *i* factor en sus sistemas productivos) y resultados del análisis de red, mostrando los indicadores
 3674 de centralidad (grado, intermediación y cercanía) y los nodos que constituyeron el centro de la red (*).

Preguntas y factores	Frecuencia	Grado	Intermediación	Cercanía
Qué prácticas de manejo ganadero implementa? (Si/No)				
<i>Extensivo</i>	2	10	0.4	55
<i>Encierre nocturno *</i>	7	19	14.3	46
<i>Rotación de potreros</i>	4	14	5.6	51
<i>Suplementación *</i>	6	18	11.8	47
<i>Trashumancia</i>	1	4	0.0	61
Qué factores generaron pérdidas de ganado en los últimos 12 meses? (Si/No)				
<i>Inanición por sequía*</i>	7	21	23.9	44
<i>Inanición por cenizas volcánicas*</i>	14	25	40.7	40
<i>Hipotermia</i>	1	6	0.0	50
<i>Carnívoros nativos*</i>	9	23	30.3	42
<i>Perros ferales</i>	1	7	0.0	58
<i>Robo de ganado *</i>	6	15	4.0	50
Aplicó algún método no letal para evitar la depredación en los últimos 12 meses? (Si/No)				
<i>Recorrido diario *</i>	8	21	19.2	44
<i>Llama protectora</i>	1	7	0.0	58
<i>Cencerro</i>	1	7	0.0	58
<i>Destete precoz</i>	1	7	0.0	58
Empleó algún método de control letal de depredadores en los últimos 12 meses? (Si/No)				
<i>Trampeo</i>	3	14	2.1	51
<i>Persecución directa</i>	2	11	0.9	54
<i>Caza oportunista</i>	1	8	0.0	57
<i>Veneno</i>	4	15	6.1	50
<i>Recurrió al cobro de “recompensas”?</i> (Si/No)	1	8	0.0	57
Que especies de ganado cría? (Si/No)				
<i>Ovinos</i>	2	7	0.2	58
<i>Caprinos</i>	1	8	0.0	57
<i>Vacunos</i>	1	6	0.0	59
<i>Ovinos-Caprinos</i>	3	13	1.7	52
<i>Ovinos-Vacunos</i>	4	14	5.5	51
<i>Ovinos-Caprinos-Vacunos</i>	2	8	0.5	57

3675

3676 Los cinco factores ausentes de los discursos fueron: enfermedades infecciosas y parasitosis,
 3677 y desórdenes metabólicos como intoxicaciones (i.e. causas de pérdidas de ganado), uso de
 3678 PPG (i.e. mitigación no letal de la depredación) y sistemas caprino-vacunos (i.e. tipo de
 3679 sistema ganadero). Los factores emergentes fueron llamas protectoras, el uso de cencerros y
 3680 el destete precoz de corderos, categorizados por los entrevistados como técnicas de
 3681 mitigación no letal de la depredación.

3682 ***Discusión***

3683 La depredación por carnívoros nativos fue percibida como un factor importante de
3684 pérdidas de ganado, validando la primera hipótesis puesta a prueba. Los factores centrales
3685 del mapa causal respecto a los sistemas productivos fueron la inanición provocada por las
3686 cenizas volcánicas y la sequía, la depredación por carnívoros nativos, el robo de ganado, los
3687 sistemas ovinos y caprinos, el encierre nocturno y la suplementación forrajera. Las
3688 asociaciones entre factores ambientales, como las cenizas volcánicas, la sequía y la
3689 depredación por carnívoros nativos, son concordantes con la crisis provocada,
3690 principalmente, por los dos eventos ambientales. En este contexto podía predecirse una
3691 marcada hostilidad hacia los carnívoros nativos. Contrariamente, las prácticas de control
3692 letal no constituyeron parte de las estrategias centrales para reducir las pérdidas, por lo que
3693 la segunda hipótesis puesta a prueba no tuvo sustento. Los pequeños productores tendieron
3694 a intensificar el manejo ganadero como respuesta al conjunto de factores centrales de
3695 pérdidas (*i.e.* inanición, depredación y robo) recurriendo a la suplementación forrajera, el
3696 encierre nocturno y los recorridos diarios.

3697 La ceniza volcánica dominó claramente las percepciones de los productores como el
3698 principal disturbio en sus socio-ecosistemas. Aunque el evento ocurrió en coincidencia con
3699 un proceso de sequía, iniciado en 2007, el *shock* producido por la mortandad masiva de
3700 ganado podría haber homogeneizado las percepciones de los entrevistados. Las respuestas
3701 de productores ganaderos a eventos volcánicos han sido pobremente documentadas. La
3702 variabilidad en términos de intensidad, duración, extensión y composición fisicoquímica
3703 del material piroclástico, hace dificultosa la comparación entre eventos (Easdale *et al.*,
3704 2014). Por ejemplo, la erupción del volcán Hudson (Chile) en 1991 produjo una capa de
3705 cenizas de 1-8 cm de espesor a lo largo de unos 100.000 km² de las estepas de la provincia
3706 de Santa Cruz (Wilson *et al.*, 2012). Dicha región estaba dominada por grandes
3707 explotaciones empresariales de cría ovina extensiva. La imposibilidad de concentrar y
3708 proveerles suplementación de forraje, para evitar la inanición y deshidratación, y la falta de
3709 asistencia financiera estatal para mitigar las pérdidas, llevaron al abandono del 80 % de los
3710 establecimientos ganaderos (Wilson *et al.*, 2012).

3711 Los métodos de control letal no formaron parte del centro de la red. Sin embargo, como
3712 ocurre en otras regiones de Patagonia y del mundo (Travaini *et al.*, 2000; Greentree *et al.*,
3713 2000; Lambertucci, 2010; Mateo-Tomás *et al.*, 2012; Cano *et al.*, 2016), el uso de cebos
3714 tóxicos es el principal método de control letal empleado por los entrevistados. En los cuatro
3715 casos donde se admitió el uso de venenos se intentó indagar este aspecto con mayor
3716 profundidad, pero los entrevistados respondieron de forma imprecisa al ser consultados
3717 sobre los productos empleados. El uso de tóxicos es una práctica ilegal y los productos son
3718 comercializados de manera informal, fraccionados en pequeños recipientes sin rótulos de la
3719 formulación. Uno de los entrevistados mencionó a la “Estricnina”, otro al “Carbofurán” y
3720 los dos restantes desconocían el químico empleado. La estricnina está prohibida en
3721 Argentina desde 1990 y el carbofurán es un agroquímico cuyo uso se encuentra restringido
3722 a cultivos agrícolas. La mayoría, tres de los cuatro casos, aplicaron el tóxico inyectándolo
3723 dentro de huevos o pequeñas piezas de carne que son colocados en sitios frecuentados por
3724 zorros colorados. En el caso restante, el tóxico fue aplicado directamente sobre carcasas de
3725 corderos depredados por culpeos. Esta modalidad es particularmente riesgosa para aves y
3726 otras especies carroñeras (Koenig, 2006). Todos declararon que el veneno fue empleado
3727 para control letal de zorros colorados, aunque dos entrevistados reconocieron que afectaron
3728 a otras especies no blanco, mencionando a los caranchos (*Caracara plancus*), chimangos
3729 (*Phalcoboenus chimango*) y águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*). El uso
3730 indiscriminado de tóxicos afecta particularmente a las aves carroñeras (Koenig, 2006), y es
3731 considerada una de las principales amenazas para especies emblemáticas como el cóndor
3732 (Lambertucci, 2010). Consecuentemente el uso de tóxicos suele asociarse a niveles
3733 exacerbados e injustificados de hostilidad (Alejandro Travaini *et al.*, 2000). Sin embargo es
3734 posible que, en el contexto de descapitalización, los productores que usaron tóxicos
3735 percibieran a la depredación como una amenaza al sustento familiar (Hazzah, Borgerhoff &
3736 Frank, 2009). También es probable que el uso de tóxicos sea una práctica arraigada en parte
3737 de la población rural y sea independiente del impacto de la depredación (Gáspero obs.
3738 pers.). Esto podría deberse a que el uso de tóxicos es considerado el medio más efectivo
3739 para controlar depredadores (Buys, 1975; Travaini *et al.*, 2000; Glen, Gentle & Dickman,
3740 2007; Mateo-Tomás *et al.*, 2012).

3741 La persecución de los carnívoros no debería asociarse linealmente con los niveles de
3742 dependencia de la ganadería. Los pequeños productores usan generalmente prácticas
3743 tradicionales que reducen la vulnerabilidad del ganado frente a la depredación, e.g. el
3744 encierre nocturno y el recorrido diario, los PPG, disuasivos sonoros y/o visuales (Ogada *et*
3745 *al.*, 2003; Woodroffe *et al.*, 2007; González *et al.*, 2012; Carter & Linnell, 2016; Amit &
3746 Jacobson, 2017). En este caso, no se debería desestimar el rol de las fuentes de ingreso
3747 extra-prediales dado que podrían favorecer la adaptación de la agricultura familiar a
3748 situaciones de disturbio (Easdale & Rosso, 2010; Wilson *et al.*, 2012). La disponibilidad de
3749 estos ingresos permitiría reducir la presión sobre los recursos naturales (pastizales) e
3750 invertir en suministros que reduzcan la vulnerabilidad del ganado frente al conjunto de
3751 problemas que lo afectan (*i.e.* heno, materiales para corrales, cobertizos y alambrados
3752 eléctricos; Easdale & Rosso, 2010; Sapkota *et al.*, 2014; Aryal *et al.*, 2017)).

3753 Sistemas sociales a mayores niveles de organización (*i.e.* comunidades o estados) que
3754 los niveles de decisión individual (*i.e.* familia o unidad productiva) tienden a implementar
3755 con mayor vehemencia políticas sustentadas en lógicas de comando y control (Domptail,
3756 Easdale & Yuerlita, 2013). Los productores percibieron una interacción compleja de
3757 diferentes factores que afectaron simultáneamente a sus sistemas ganaderos. Por lo tanto
3758 sus acciones tendieron a priorizar adaptaciones de manejo como respuesta a una variedad
3759 de factores de disturbio que podrían incrementar la resiliencia a nivel socio-ecológico
3760 (Olsson, Folke & Berkes, 2004; Leach, Scoones & Stirling, 2010). Abundante evidencia
3761 sobre este tópico (personas adaptándose a la presencia e interacciones con la fauna
3762 silvestre) han profundizado los debates en torno a los términos conflictos humanos-fauna
3763 silvestre o, en este caso, conflictos carnívoros-ganadería (Ogada *et al.*, 2003; Woodroffe *et*
3764 *al.*, 2007; Redpath, Bhatia & Young, 2015; Carter & Linnell, 2016). Las políticas de
3765 manejo que promueven el control letal de depredadores se enfocan en problemas
3766 individuales bajo lógicas de causa-efecto (*i.e.* control letal para reducir la depredación).
3767 Consecuentemente, dado que las políticas están desacopladas de las acciones individuales,
3768 se reduce el efecto sinérgico de los diferentes niveles de acción y no hay resultados directos
3769 sobre la actividad que sustenta a los pequeños productores (Easdale & López, 2016).

3770 Las políticas de manejo de carnívoros deberían estar acopladas a las políticas de
3771 promoción ganadera y contemplar las necesidades de productores en situaciones de
3772 vulnerabilidad socio-ambiental (Easdale & Rosso, 2010). En economías de subsistencia, la
3773 producción no tiene un rol financiero sino que funciona como medio para sostener las
3774 necesidades familiares (Shanin, 1973). En tales casos una recompensa probablemente no
3775 contribuya a dicha finalidad, generando desinterés o, incluso, rechazo. Por ejemplo uno de
3776 los entrevistados se refirió a la Ley 763/72 como “impuesto al zorro”. El entrevistado se
3777 mostró insatisfecho porque a pesar de no sufrir daños por depredación, igualmente debe
3778 aportar a un fondo de recompensas (i.e. el estado retiene US\$ 0,01/kg de lana vendida), que
3779 luego no utiliza. Implementar políticas de co-manejo que acompañen los procesos de
3780 producción (Carter & Linnell, 2016) y faciliten la participación de los productores en las
3781 estructuras de toma de decisión a altos niveles de organización (Olsson, Folke & Berkes,
3782 2004; Armitage *et al.*, 2009; Sapkota *et al.*, 2014; Aryal *et al.*, 2017) podría ser una
3783 alternativa para incorporar las necesidades de los productores.

3784 Para incrementar la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos es necesario contemplar
3785 todas sus dimensiones (Holling & Meffe, 1996). Los recursos del estado, como los
3786 generados mediante la Ley 763/72, podrían destinarse a fortalecer el capital social (i.e.
3787 cooperativas y asociaciones de productores) a través del trabajo participativo y asistencia de
3788 instituciones técnicas (Armitage *et al.*, 2009; Easdale & Rosso, 2010). En sistemas remotos
3789 y socio-ambientalmente vulnerables, el co-manejo puede proveer un mecanismo que
3790 permita intervenir indirectamente en otros subsistemas (Easdale & Rosso, 2010; Easdale &
3791 López, 2016): capital natural (e.g. ajustar cargas ganaderas al forraje disponible; Aryal *et*
3792 *al.*, 2014), capital cultural (promover cambios en prácticas arraigadas en la población rural -
3793 -Marchini & Macdonald, 2012-, como el uso de cebos tóxicos), capital productivo
3794 (incorporar prácticas de bajo costo, como la construcción de cobertizos -Villagra, 2002;
3795 Aryal *et al.*, 2014- o la incorporación de PPG -van Bommel, 2010; González *et al.*, 2012;
3796 Novaro *et al.*, 2017), el capital económico y financiero (mejorar los valores de
3797 comercialización de lana y carne a través de ventas conjuntas -Easdale & Rosso, 2010- o
3798 adhiriendo a certificaciones de calidad -Easdale & Domptail 2014-) y el capital humano

3799 (reducir la vulnerabilidad socio-ambiental sosteniendo el sistema de pensiones o
3800 promoviendo la diversificación de ingresos -Easdale & Rosso 2010; Aryal et al. 2014-).

3801 ***Conclusión***

3802 Aunque la depredación por carnívoros nativos fue percibida como un problema
3803 relevante, el pago de incentivos al control letal falló en homogeneizar las conductas de los
3804 pequeños productores hacia los carnívoros nativos. Se esperaba que la crisis generada por
3805 las deposiciones de cenizas volcánicas y la sequía creara una situación de hostilidad,
3806 resultando en una reacción lineal hacia los carnívoros nativos. Sin embargo en un contexto
3807 dominado por disturbios ambientales y productivos, las acciones de los pequeños
3808 productores tendieron a priorizar las adaptaciones del manejo ganadero como respuesta a
3809 una variedad de problemas. Esta situación requiere rediseñar la política actual y promover
3810 estrategias de co-manejo flexibles para abordar mejor las interacciones entre humanos y
3811 carnívoros en la Norpatagonia. Abordar esta interacción fortaleciendo el capital social (i.e.
3812 cooperativas) podría incrementar la resiliencia de los socio-ecosistemas frente a la
3813 variabilidad y los disturbios ambientales.

3814

3815

3816

3817

3818

3819

3820

3821

3822

Discusión general y consideraciones de manejo

3823

3824 El objetivo principal de esta tesis fue integrar las dimensiones ecológicas y humanas de
3825 la interacción carnívoros-ganado-humanos en socio-ecosistemas dominados por diferentes
3826 tipologías agrarias en la estepa rionegrina, a fin de proponer pautas de manejo de la
3827 depredación por pumas y zorros colorados que contemplen la complejidad del contexto
3828 socio-ambiental. El estado de degradación que mostró la base de presas nativas no impidió
3829 que los herbívoros nativos continuaron siendo funcionales como presas para pumas y zorros
3830 colorados; los ovinos, pese a ser el componente dominante de la biomasa de herbívoros
3831 disponible en la región, aportaron solo de manera marginal a la dieta de estos carnívoros
3832 (Capítulos I y II). A pesar de estos patrones dietarios, la depredación de ovinos por parte de
3833 pumas y zorros colorados fue la principal causa de mortalidad ovina en los sistemas
3834 extensivos estudiados (Capítulo IV). Por su parte, los impactos de la presencia humana y
3835 sus disturbios asociados sobre los patrones de ocupación por estos carnívoros difirieron
3836 según la especie, viéndose influenciados por distintos factores dependientes de las
3837 características socio-ambientales predominantes en cada socio-ecosistema (Capítulo III).
3838 Los patrones de ocupación por pumas estuvieron influenciados de forma positiva por el
3839 porcentaje de afloramientos rocosos del micro-hábitat, mientras que los de zorros colorados
3840 estuvieron influenciados por diferentes covariables según la tipología agraria considerada.
3841 Las percepciones de los pobladores rurales del DP sobre el impacto de pumas y zorros
3842 colorados fueron consecuentes con la elevada incidencia de la depredación por dichas
3843 especies sobre sus rebaños (Capítulo V). Sin embargo, las intenciones comportamentales y
3844 las conductas adoptadas hacia la depredación difirieron según la tipología agraria; mientras
3845 que los entrevistados en las EOE se mostraron más propensos a recurrir a la caza de
3846 carnívoros nativos, los productores en la PAF tendieron a utilizar prácticas preventivas de
3847 mitigación. La estrategia de intensificación ganadera adoptada por los productores
3848 familiares para afrontar la depredación y otros problemas desencadenados por la
3849 combinación de sequía prolongada y lluvias de cenizas volcánicas, se sostuvo con
3850 posteridad a la ocurrencia de dicha crisis (Capítulo VI).

3851 La interacción entre los carnívoros, el ganado y los humanos es un tópico de vital
3852 relevancia para asegurar la conservación de los depredadores tope a escala global (Inskip &
3853 Zimmermann, 2009; Ordiz, Bischof & Swenson, 2013; Inskip *et al.*, 2016). Gran parte de la
3854 literatura sobre esta interacción se ha enfocado en esclarecer si las conductas que adoptan
3855 los productores ganaderos frente a la depredación responden a valoraciones del impacto
3856 real de la depredación o a percepciones sobredimensionadas (Dickman, 2010). Cuando esto
3857 último ocurre, las sobreestimaciones pueden provocarse por errores involuntarios en la
3858 asignación de pérdidas, por relacionar la totalidad del ganado perdido a la depredación
3859 (Baker *et al.*, 2008), o ser un mecanismo para eludir la propia responsabilidad en pérdidas
3860 de ganado asociadas a falencias de manejo (Dickman, 2010). Algunos estudios han
3861 intentado inferir la dimensión de los daños por depredación mediante análisis de la dieta de
3862 los carnívoros, pero tal como ocurre en el presente trabajo, la frecuencia de consumo de
3863 presas podría no guardar una asociación lineal con la frecuencia de ocurrencia de ataques a
3864 ganado (Elbroch *et al.*, 2014; Chakrabarti *et al.*, 2016). Por ejemplo, la ocurrencia de
3865 eventos de *surplus killing*, donde pocos o sólo uno de los ovinos cazados es consumido, o
3866 los movimientos estacionales del ganado que reducen los periodos de co-ocurrencia con el
3867 depredador, pueden acarrear subestimaciones en el daño a la ganadería a partir de los
3868 estudios de dieta.

3869 Las estimaciones de incidencia de la depredación son relevantes a la hora de contrastar
3870 las percepciones y conductas de los pobladores hacia los carnívoros nativos (Baker *et al.*,
3871 2008). Aunque hacerlo a partir de la recuperación de carcasas también es propenso a sesgos
3872 (Baker *et al.*, 2008; Mark Elbroch, Lowrey & Wittmer, 2018), dicha metodología
3873 constituye una aproximación más realista para los sistemas extensivos de Patagonia (Bellati
3874 & Von Thungen, 1990). De este modo, contrastando los resultados de los monitoreos de
3875 mortalidad ovina con los daños percibidos por los pobladores rurales, se pudo constatar que
3876 en el DP las percepciones humanas son consecuentes con la incidencia de la depredación.
3877 Esto tiene derivaciones de manejo que permitirían mejorar la gestión de la interacción
3878 carnívoros-ganadería, si se incorpora la percepción de daño en procesos sistemáticos de
3879 mapeo de riesgo de depredación (Abade, Macdonald & Dickman, 2014; Rostro-García *et*

3880 *al.*, 2016) y en procesos de validación participativa de prácticas para mitigar la depredación
3881 (Treves, Wallace & White, 2009; Ohrens, Bonacic & Treves, 2019).

3882 Combinar diferentes fuentes de información en la elaboración de mapas de riesgo es una
3883 estrategia efectiva para priorizar los esfuerzos de mitigación en áreas con mayor
3884 conflictividad (Treves *et al.*, 2004). La información generada en esta tesis, permitirá
3885 realizar análisis espacialmente explícitos que combinen variables relevantes en la
3886 ocurrencia de la depredación ovina, como eventos de ataques constatados mediante
3887 necropsias, patrones de ocupación por pumas y zorros colorados, distribución espacio-
3888 temporal de presas silvestres y aspectos geo-físicos y productivos del paisaje (Abade,
3889 Macdonald & Dickman, 2014). Ello permitirá identificar zonas de mayor probabilidad de
3890 ocurrencia de eventos de depredación sobre ganado. Sin embargo, el costo asociado a la
3891 generación de dichos datos fue significativo y espacialmente acotado. Una estrategia menos
3892 ambiciosa pero de menor costo, podría emplearse para identificar zonas de mayor
3893 conflictividad percibida en sistemas de PAF (Treves *et al.*, 2004; Rigg *et al.*, 2011). En
3894 párrafos subsiguientes se propone una modalidad que permita generar la información de
3895 insumo (daños percibidos) a escala provincial.

3896 Los pobladores rurales orientan las decisiones de manejo de sus sistemas a partir de sus
3897 propias experiencias y de la información generada por el ámbito académico respecto al
3898 desempeño de las prácticas de manejo para mitigar pérdidas (Vanclay *et al.*, 2006; Eklund
3899 *et al.*, 2020b). Sin embargo, validar de forma rigurosa las técnicas de manejo es un proceso
3900 costoso tanto en recursos económicos como humanos (Treves, Krofel and Mcmanus, 2016;
3901 Van Eeden *et al.*, 2018). La investigación participativa donde se involucra a los usuarios en
3902 el proceso de monitoreo de tratamientos (prácticas de mitigación) asignados aleatoriamente,
3903 es una estrategia que permite explorar alternativas de manejo legitimadas tanto por los
3904 pobladores rurales como por análisis estadísticos consistentes (Ohrens, Bonacic & Treves,
3905 2019). Por ejemplo, capacitar a pobladores rurales pertenecientes a diferentes tipologías en
3906 la discriminación y registro estandarizado de los causales más comunes de mortalidad
3907 ovina, permitiría validar de forma participativa prácticas de mitigación de daños que se
3908 adecúen a diferentes perfiles socio-productivos.

3909 Los disturbios antrópicos tienen el potencial de desencadenar cascadas tróficas (Ordiz,
3910 Bischof & Swenson, 2013; Dorresteijn *et al.*, 2015). En el DP los disturbios asociados a la
3911 ganadería podrían estar desencadenando procesos *bottom-up* y *top-down*, que distorsionan
3912 el rol de la depredación como regulador de las presiones de pastoreo por herbívoros
3913 silvestres. Poblaciones relictuales o deprimidas de herbívoros nativos deben afrontar los
3914 efectos del sobrepastoreo (Oliva *et al.*, 2019) y/o evadir tanto la presión de caza por
3915 humanos (Pedrana *et al.*, 2010) como el riesgo de depredación por carnívoros (Novaro,
3916 Funes & Walker, 2000; Novaro & Walker, 2005). Las poblaciones de estos carnívoros
3917 sometidas a persecución en represalia por la depredación de ganado (González *et al.*, 2012;
3918 Gáspero *et al.*, 2018; Llanos, Andrade & Travaini, 2019), están subsidiadas por presas
3919 introducidas, pudiendo desencadenarse procesos de competencia aparente entre herbívoros
3920 (Novaro, Funes & Walker, 2000; Novaro & Walker, 2005; Barbar & Lambertucci, 2019).
3921 Abordar la interacción carnívoros-ganadería en el contexto de cascadas tróficas y paisajes
3922 de miedo inducidos por humanos, es fundamental para promover la recuperación del rol de
3923 la depredación y sus servicios ecosistémicos en paisajes antropizados (Elmhagen &
3924 Rushton 2007; Ordiz *et al.*, 2013; Dorresteijn *et al.*, 2015).

3925 La ecología del miedo podría ofrecer un marco para promover la co-adaptación entre
3926 carnívoros, herbívoros silvestres, ganado y humanos (Miller & Schmitz, 2019). Según el
3927 contexto social y biológico, pueden implementarse (i) el enriquecimiento del ambiente
3928 respecto a la disponibilidad de presas, (ii) la inducción de miedo a depredadores y/o presas
3929 mediante la disuasión, y (iii) la exclusión espacial o temporal del ganado de los sitios de
3930 refugio y caza de grandes depredadores (Miller & Schmitz, 2019). Los patrones de
3931 ocupación por pumas registrados en el DP, mostraron que esta especie selecciona sitios
3932 rocosos que ofrecerían refugio y mejores condiciones para emboscar guanacos y
3933 chinchillones, sus principales presas nativas. Sin embargo, la propuesta de Miller &
3934 Schmitz (2019) constituye una teorización que requiere de evidencia empírica. En tal
3935 sentido, tanto la recuperación de poblaciones de grandes herbívoros nativos (Oliva *et al.*,
3936 2019) como la exclusión temporal y espacial del ganado en zonas de refugio de carnívoros,
3937 son estrategias que generan rechazo en la población rural. Por ello, evaluar si la inducción
3938 de paisajes de miedo sobre los carnívoros y sus presas es una estrategia efectiva en la

3939 mitigación de la depredación, requerirá de futuras líneas de investigación que se centren en
3940 estas propuestas de manejo (Miller & Schmitz, 2019).

3941 Indiscutiblemente, la coexistencia entre poblaciones viables de grandes carnívoros y
3942 poblaciones funcionales de presas y la ganadería, constituye un desafío que debe abordarse
3943 para asegurar la persistencia de los depredadores tope y sostener el sustento de la población
3944 rural (Carter & Linnell, 2016). En la mayoría de las provincias de la Patagonia rigen
3945 políticas de estímulo al control letal de carnívoros (Walker and Novaro, 2010). Tanto la
3946 información generada durante este trabajo (Capítulos IV, V y VI) como la evidencia a nivel
3947 internacional (Cooley *et al.*, 2009; Robinson *et al.*, 2013; Conner *et al.*, 2016; Treves,
3948 Krofel and Mcmanus, 2016) confirman que dichas políticas son ineficientes en reducir las
3949 pérdidas que provoca la depredación. Por el contrario, las estrategias de mitigación deben
3950 adaptarse al contexto social y ambiental de cada socio-ecosistema (van Eeden *et al.*, 2018).
3951 Teniendo en cuenta que las decisiones de manejo sobre los socio-ecosistemas son
3952 influenciadas por actores a diferentes escalas, para mejorar los resultados de las
3953 intervenciones es necesario discriminar la injerencia de cada nivel de decisión. Por ello, a
3954 continuación se analizan y realizan recomendaciones para modificar las lógicas de
3955 intervención adoptadas por tomadores de decisiones a escala gubernamental y a nivel
3956 individual a fin de mejorar la gestión de la interacción carnívoros-ganadería en la provincia
3957 de Río Negro.

3958 *Articulación interinstitucional para el co-manejo de la interacción carnívoros-* 3959 *ganadería*

3960 En este estudio, como en otros realizados en la Patagonia (Travaini *et al.*, 2000; Llanos,
3961 Andrade & Travaini, 2019), se demostró que el zorro colorado es percibida como la especie
3962 más problemática en contextos ganaderos. Esto guarda relación con que el zorro colorado
3963 es el carnívoro dominante en términos de distribución y abundancia (Capítulo III; Díaz-
3964 Ruiz *et al.*, 2020), y dado que se trata de un mesocarnívoro resiliente al control letal
3965 (Novaro, 1995; Novaro, Funes & Walker, 2005), se requiere de un esfuerzo continuo para
3966 evitar los encuentros entre estos depredadores y el ganado. En tal sentido, tanto en las EOE
3967 como en la PAF se tendió a considerar que el control letal de zorros colorados tiene un

3968 desempeño regular en la mitigación de pérdidas. Una situación similar podría esperarse en
3969 regiones de menor densidad humana que han sido recolonizadas por pumas (Ohrens, Treves
3970 and Bonacic, 2016), es decir que en dichas zonas el control letal de pumas también podría
3971 ser percibida como una estrategia de baja eficiencia. Más que a evaluaciones rigurosas
3972 sobre los resultados utilitarios de la remoción masiva de zorros colorados y pumas,
3973 promovidas por la Ley 763/72, esta política responde a presiones ejercidas por los grupos
3974 que se considerarían perjudicados ante cambios en las lógicas de manejo de carnívoros en
3975 paisajes ganaderos. Por ello, es necesario conformar espacios formales de articulación
3976 interinstitucional donde converjan los intereses de los sectores involucrados en el manejo
3977 de la fauna y el ganado en la provincia de Río Negro: autoridades técnicas y de aplicación
3978 (Secretaría de Ganadería, Secretaría de Fauna y SENASA) e instituciones académico-
3979 técnicas (INTA, Secretaría de Agricultura Familiar de la Nación, CONICET, Universidades
3980 Nacionales de Río Negro y del Comahue). Además de generar un ámbito de negociación, se
3981 propone que tales espacios sean facilitadores de los procesos de cambio en las prácticas
3982 ganaderas, a través del sistema de extensión rural en articulación con cooperativas y
3983 asociaciones de productores mediante esquemas de co-manejo adaptativo.

3984 El co-manejo adaptativo permite generar retroalimentaciones entre actores que forman
3985 parte de estructuras jerárquicas de gobernanza involucradas en el manejo de recursos
3986 naturales (Armitage *et al.*, 2009; Easdale & Domptail, 2014). En la Patagonia argentina, las
3987 agencias provinciales de fauna silvestre tienen una limitada capacidad de intervención en el
3988 manejo de la depredación (Walker & Novaro, 2010). Integrar los procesos de extensión
3989 rural con procesos de promoción y validación participativa de técnicas de manejo no letal
3990 de la depredación, podría constituir una estrategia sustentada en la legitimidad social
3991 (Armitage *et al.*, 2009; Easdale & Domptail, 2014; Ohrens, Bonacic & Treves, 2019). En
3992 paisajes remotos y socio-ambientalmente vulnerables, el co-manejo puede proveer un
3993 mecanismo que permita intervenir indirectamente en otros subsistemas (Easdale & Rosso,
3994 2010; Easdale & López, 2016): en el capital natural (mediante el ajuste de cargas ganaderas
3995 al forraje disponible y a la densidad de presas nativas; Aryal *et al.*, 2014), en el capital
3996 cultural (promoviendo cambios en prácticas arraigadas en la población rural, como el uso
3997 de cebos tóxicos; Marchini & Macdonald 2012), en el capital productivo (incorporando

3998 prácticas de bajo costo, como la construcción de cobertizos; Aryal *et al.*, 2014; Villagra
3999 2002), en el capital económico y financiero (mejorando los valores de comercialización de
4000 lana y carne a través de ventas conjuntas o adhiriendo a certificaciones de calidad; Easdale
4001 & Rosso, 2010; Easdale & Domptail 2014) y en el capital humano (reduciendo la
4002 vulnerabilidad socio-ambiental mediante la diversificación de ingresos de la población
4003 rural; Easdale & Rosso 2010; Aryal *et al.*, 2014).

4004 En el marco de estos esquemas de co-manejo, y como derivaciones de los resultados del
4005 presente trabajo, se propone la siguiente serie de acciones: (i) Establecer protocolos de
4006 diagnóstico georreferenciables, para que técnicos de extensión puedan detectar de manera
4007 fehaciente situaciones donde la depredación amenaza la sostenibilidad de la producción; (ii)
4008 incorporar al Registro Nacional Sanitario de Productores Agropecuarios (RENSPA,
4009 SENASA) formularios de declaración voluntaria de pérdidas por depredación percibidas
4010 por productores ganaderos. Dicho registro debe renovarse anualmente y su información se
4011 encuentra georreferenciada. Ambas fuentes de información permitirían a las instituciones
4012 académico-técnicas realizar análisis espacialmente explícitos para la identificación de zonas
4013 de alta depredación percibida. De esta forma, los mapas de riesgo de depredación percibida
4014 constituirían un insumo para priorizar intervenciones en cada nivel jerárquico de la
4015 estructura de gobernanza (Treves *et al.*, 2004; Edge *et al.*, 2011; Rigg, Findo,
4016 Wechselberger, Gorman, Sillero-Zubiri, Macdonald, *et al.*, 2011). Amén del diagnóstico, es
4017 necesario incrementar los esfuerzos del sector académico-técnico para validar prácticas de
4018 mitigación de pérdidas que se adecúen a diferentes perfiles socio-productivos de cada
4019 socio-ecosistema (van Eeden *et al.*, 2018a, 2018b; Pereira *et al.*, 2020).

4020 *Promoción de cambios de conductas a nivel individual*

4021 Contar con alternativas de mitigación rigurosamente validadas puede ser una condición
4022 necesaria pero no suficiente para lograr que la población rural, y en particular en las EOE,
4023 modifique sus conductas hacia los carnívoros (Dickman, 2010; Kinka & Young, 2019). La
4024 caza de carnívoros forma parte de aspectos normativos del trabajo rural, y por ello el
4025 proceso de transición será lento y demandará insertar nuevas prácticas de mitigación en las
4026 normas subjetivas de este sector (Marchini and David W. Macdonald, 2012). Para lograrlo,

4027 los entes gubernamentales deberán asumir un mayor protagonismo en educación ambiental
4028 en los ámbitos rurales, por ejemplo a través de estrategias que incrementen la tolerancia
4029 hacia los carnívoros y sus presas nativas y para la promoción de prácticas productivas
4030 amigables con el ambiente. Por su parte, el mercado internacional de lana ejerce
4031 paulatinamente mayor presión sobre la adhesión a certificaciones de calidad, lo que podría
4032 estimular la transición hacia prácticas de mitigación de impactos de la ganadería sobre los
4033 ecosistemas de la región (*e.g.* incompatibilidad de sellos de calidad con el uso de cebos
4034 tóxicos y trampas cebo, y evaluación de cargas ganaderas y estado de pastizales naturales).

4035 El contexto socio-ambiental es determinante en la eficiencia y factibilidad de las
4036 intervenciones para mitigar la depredación (van Eeden *et al.*, 2018; Miller & Schmitz,
4037 2019). La investigación participativa para evaluar el desempeño de animales guardianes
4038 (perros, llamas y burros), y de dispositivos de disuasión es una estrategia que permite
4039 explorar alternativas de manejo legitimadas por los pobladores rurales (Ohrens, Bonacic &
4040 Treves, 2019). En el DP las percepciones de mayordomos y los monitoreos de mortalidad
4041 ovina muestran una tendencia de desempeño satisfactorio por parte de los PPG. Esta
4042 práctica se implementa en muchas regiones del mundo como estrategia de manejo de la
4043 depredación y como herramienta de conservación (Marker, Dickman & Schumann, 2005b;
4044 van Bommel, 2010; Rigg *et al.*, 2011; Van Eeden *et al.*, 2018; Young, Kinka & Young,
4045 2019). Sin embargo, los costos asociados a los PPG son una limitante para su
4046 implementación en la PAF (Marker, Dickman & Schumann, 2005a; González *et al.*, 2012;
4047 Novaro *et al.*, 2017). En tales casos, donde además el zorro colorado es el principal
4048 depredador, la implementación de llamas o burros protectores u otros dispositivos de
4049 disuasión podrían ser alternativas de bajo costo (Andelt, 2004). Independientemente del
4050 mecanismo de disuasión empleado, deberían incorporarse estos ítems como criterios para
4051 asignación de los fondos previstos por la Ley 763/72 como medio de promoción de
4052 prácticas no letales. La disuasión de los carnívoros es una herramienta de conservación
4053 fundamental para generar paisajes de coexistencia (Miller & Schmitz, 2019).

4054 El uso de cebos tóxicos constituye un obstáculo para la conservación de la biodiversidad
4055 en los sistemas ganaderos de Patagonia (Pauli, Donadio & Lambertucci, 2018) y para la
4056 implementación de prácticas no letales como los PPG (Garramuño *et al.*, 2017). Al ser

4057 considerado el método más eficaz para el control letal de carnívoros, aquellos productores
4058 que perciban a la caza como el medio más efectivo de reducción de pérdidas, podrían
4059 resistirse a implementar prácticas alternativas. Por ello, no debería descartarse la necesidad
4060 de validar otras prácticas de control letal selectivo de carnívoros (Travaini *et al.*, 2000).
4061 Asimismo, campañas de difusión y educación sobre los efectos del uso de cebos tóxicos
4062 sobre la salud humana, el ambiente y la biodiversidad, dirigidas a la población rural
4063 permitirá incrementar el control social de dicha práctica, asociado a las normas subjetivas
4064 de los pobladores rurales (Marchini and David W. Macdonald, 2012).

4065 *De los paisaje de conflicto a los paisajes de coexistencia*

4066 La conservación de carnívoros tope, además de ser sustancial en el sostenimiento de la
4067 trama trófica de los ecosistemas, representa una obligación moral de las generaciones
4068 humanas actuales respecto a las venideras (William J. Ripple *et al.*, 2014). Para lograr la
4069 persistencia de las poblaciones de grandes carnívoros a escala global es indispensable
4070 involucrar a los paisajes dominados por el humano en la conservación. Para ello se deben
4071 adoptar medidas que promuevan la transformación de situaciones de “conflicto” a
4072 situaciones de co-existencia. En tal sentido, Carter & Linnell (2016) definen a la
4073 coexistencia carnívoros-humanos como un “estado dinámico pero sustentable, donde
4074 humanos y grandes carnívoros se co-adaptan a vivir en paisajes compartidos, mientras las
4075 interacciones humanas con los carnívoros son gobernadas por instituciones que aseguran la
4076 persistencia de poblaciones de carnívoros a largo plazo, con legitimidad de la sociedad y
4077 bajo niveles de riesgos de depredación tolerables”. De dicha definición se deduce que es
4078 necesario un involucramiento activo de las instituciones del estado, tanto de autoridades de
4079 aplicación como de los sectores de ciencia y técnica.

4080 Sin embargo, las regiones áridas y semi-áridas de países subdesarrollados, se encuentran
4081 expuestas al “síndrome del desierto”. Este proceso se desencadena como consecuencia de
4082 las condiciones ambientales (baja productividad primaria y vulnerabilidad al sobrepastoreo)
4083 y sociales (población dispersa y pobreza asociada a la marginación de la producción de
4084 subsistencia a zonas de menor aptitud forrajera) que se retroalimentan, provocando un
4085 círculo vicioso de degradación sobre los socio-ecosistemas (Easdale & Domptail, 2014). En

4086 estos contextos, la implementación de políticas de comando y control a problemas
4087 complejos (como la depredación de ganado) son ineficientes, puesto que no inciden en las
4088 causas de la vulnerabilidad socio-ambiental (Gáspero *et al.*, 2018). Es por ello que se
4089 propone la adopción de estrategias de validación participativa de prácticas de manejo de la
4090 depredación (Ohrens, Bonacic & Treves, 2019) y de co-manejo adaptativo (Treves *et al.*,
4091 2006; Armitage *et al.*, 2009) que vinculen los diferentes niveles de gobernanza de la
4092 jerarquía de toma de decisiones como medio para la mitigación de impactos recíprocos
4093 entre la ganadería y los carnívoros nativos y sus presas en la provincia de Río Negro.

4094

4095

4096

4097

4098

4099

4100

4101

4102

4103

4104

4105

4106

4107

Agradecimientos

4108

4109 A las familias Curual y Galván. Aunque siempre pensé en dedicarles un apartado
4110 especial hubiera preferido hacerlo en términos muy distintos. Expresando mi perpetua
4111 gratitud por tener el privilegio de haberlos conocido y de compartir con ustedes momentos
4112 de absoluta plenitud. Pero la injusticia “dio vuelta la taba” y saber que mientras escribo
4113 estas palabras los atraviesa un dolor incontenible, me hace sentir desbordado por la
4114 impotencia y la indignación. Por eso, quiero humildemente dedicar esta parte significativa
4115 de mi existencia a las familias Curual y Galván, y al ineludible reclamo de justicia por
4116 Guadalupe.

4117 A mi familia y especialmente a mi viejo, Rubén.

4118 Al recuerdo siempre presente de mis abuelos Félix y Pancha.

4119 A mis directores, Javier y Valeria. Por la paciencia, aliento permanente e
4120 incondicionalidad. Tuvieron la durísima tarea de corregir mis rudimentarios,
4121 incomprensibles y muchas veces erróneos razonamientos. Y siempre lo hicieron enfocados
4122 en mi aprendizaje. Este trabajo hubiera sido imposible sin el apoyo de ustedes.

4123 A Marcos Easdale también por su apoyo incondicional, pero por sobre todo por
4124 enriquecer mi formación con su enorme conocimiento y dedicación hacia los procesos
4125 sociales que preferiríamos que no existieran, como la marginación de la pequeña
4126 agricultura familiar en los territorios de la Patagonia.

4127 A Agustina di Virgilio por su significativo e inconmensurable aporte en el análisis de
4128 datos. A su irrenunciable optimismo y a su compromiso permanente en anteponer el rol
4129 social de la ciencia frente a las aspiraciones académicas individuales. Espero que este sea
4130 sólo el comienzo de una interacción sumamente enriquecedora.

4131 A mis amigos del Campo Experimental Pilcaniyeu. José María Garramuño, Rubén
4132 Martínez, Luciano Hernández y Martín Britos.

4133 A la Copperativa Peumayen, a sus miembros y a todos los pobladores de la zona de
4134 Pichi Leufú Abajo. Quisiera destacar principalmente a las familias Sandoval, Antenao,
4135 Millanao, Nestares, Curín, Muñoz, Ferrada, Sfeir y a Marcela Cerruti.

4136 A los trabajadores de las estancias San Ramón, Pilcañeu, La Garaia, La Pastora, Las
4137 Bayas y El Cóndor. Particularmente quisiera reconocer a Leandro Ballerini, John Belcher,
4138 “Paisano” Galván, Bruno Montenegro, Javier, Juan, Adán Antimil, “Vasco”, Hermanos
4139 Moya, Ezequiel Campos, Don “Jara” Jaramillo, Tomás Wesley. Héctor Bahamonde, Carlos
4140 y Nani Álvarez, César, “Chacho” Galván, Don López, Eduardo Arroyo, José Ojeda
4141 (QEPD), Manuel Nahuelpán, Ramón, Don Troncoso, Manuel Nahuel, “Pepe” Cornejo,
4142 Marcos Tanke y Carlos Ramírez.

4143 A mis compañeros y amigos. Daniel Castillo, Soledad Serrano, Josh Taylor, Nicolás
4144 Giovannini, Valeria Aramayo, Cristian Reven, Ezequiel González, Laura Villar, Franca
4145 Bidinost, Agustín Martínez, Macarena Bruno-Galarraga, Clara Fariña, Verónica
4146 Guidalevich, Analía Matiacci y a “Doble IPA”. Especialmente a Marcos Subiabre por
4147 facilitar mi trabajo con la Cooperativa Peumayen.

4148 Al grupo de trabajo para la implementación y cría de Perros Protectores de Ganado y a
4149 Julieta Von Thungen y Alhúe Bay Gavuzzo.

4150 Al INTA y en particular a la EEA Bariloche. A los proyectos institucionales que
4151 financiaron el trabajo de campo: PE 1128053, PRET-PATNOR 1281102 y PRET-
4152 PATNOR 112803.

4153 A los pasantes que colaboraron durante este trabajo: Victoria Arroyo, Javier Rodríguez
4154 Siles, Javier Escudero, Santiago Lozano, Ailín Severino, Katharina Hecht, Tomás González
4155 y Nahuel Capobianco. También en particular a Javier Rodríguez Siles por la gestión y
4156 envío de muestras de orina de lince ibérico.

4157 Al laboratorio de teledetección de la EEA Bariloche y en particular a Fernando Umaña.

4158 Al laboratorio de suelos y agua, por facilitarnos el espacio para los análisis de heces.

4159 A la CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO,
4160 Dirección General de Gestión del Medio Natural y al Centro de Cría en Cautividad de
4161 Lince Ibérico, por la donación de muestras de orina de lince ibérico. En el mismo sentido, a
4162 las Dras. Estela Luengos Vidal y María de las Mercedes Guerisoli por las arduas gestiones
4163 para el ingreso y traslado de las muestras.

4164 A IdeaWild por la donación de equipamiento fundamental para la ejecución de este
4165 trabajo. En relación a ello a la invaluable colaboración de Paula Perrig en la elaboración del
4166 formulario de postulación al subsidio y a María Laura Gelín por la colaboración en el
4167 traslado de los equipos.

4168 A la comisión de doctorado en biología del CRUB por otorgar las prórrogas que
4169 permitieron la culminación de este trabajo.

4170

4171

4172

4173

4174

4175

4176

4177

4178

4179

4180

4181

Bibliografía

- 4183 Abade, L., Macdonald, D. W. and Dickman, A. J. (2014) ‘Assessing the relative importance of
4184 landscape and husbandry factors in determining large carnivore depredation risk in Tanzania’s
4185 Ruaha landscape’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 180, pp. 241–248. doi:
4186 10.1016/j.biocon.2014.10.005.
- 4187 Ackerman, B. B., Lindzey, F. G. and Hemker, T. P. (1984) ‘Cougar Food Habits in Southern Utah’,
4188 *The Journal of Wildlife Management*, 48(1), pp. 147–155. doi: 10.2307/3808462.
- 4189 Ajzen, I., Netemeyer, R. and Ryn, M. Van (1991) ‘The Theory of Planned Behavior’,
4190 *Organizational behaviour and human decision precesses*, 50, pp. 179–322. doi: 10.1016/0749-
4191 5978(91)90020-T.
- 4192 Alberghini, J. P. (2019) *Caracterización de enfermedades del ganado para su control y prevención,*
4193 *en productores trashumantes de la provincia de Neuquén*. Universidad Nacional del Comahue.
- 4194 De Aluja, A. S. and Constantino, F. (2002) *Técnicas de necropsia en animales domésticos*. 2da edn.
4195 México, D.F.: Editorial El Manual Moderno.
- 4196 Amit, R. and Jacobson, S. K. (2017) ‘Understanding rancher coexistence with jaguars and pumas: a
4197 typology for conservation practice’, *Biodiversity and Conservation*. Springer Netherlands, 26(6),
4198 pp. 1353–1374. doi: 10.1007/s10531-017-1304-1.
- 4199 Andelt, W. F. (1992) ‘Effectiveness of livestock guarding dogs for reducing predation on domestic
4200 sheep’, *Wildlife Society Bulletin*, 20(1), pp. 55–62. doi: 10.2307/3782760.
- 4201 Andelt, W. F. (2004) ‘Use of Livestock Guarding Animals to Reduce Predation on Livestock’,
4202 *Sheep & Goat Research Journal*, 19(October), pp. 72–75. Available at:
4203 http://www.sheepusa.org/index.phtml?page=site/news_details&nav_id=8d65b3d4d0fceb2.
- 4204 Armitage, D. R. *et al.* (2009) ‘Adaptive co-management for social-ecological complexity’,
4205 *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), pp. 95–102. doi: 10.1890/070089.
- 4206 Aryal, A. *et al.* (2012) ‘Distribution and diet of brown bears in the upper Mustang Region, Nepal’,
4207 *Ursus*, 23(2), pp. 231–236. doi: 10.2192/URSUS-D-11-00015.1.
- 4208 Aryal, A. *et al.* (2014) ‘Human-carnivore conflict: Ecological and economical sustainability of
4209 predation on livestock by snow leopard and other carnivores in the Himalaya’, *Sustainability*
4210 *Science*, 9(3), pp. 321–329. doi: 10.1007/s11625-014-0246-8.
- 4211 Aryal, A. (2015) ‘Conservation conflict: Factor people into tiger conservation’, *Nature*, 522(7556),
4212 p. 287. doi: 10.1038/522287a.
- 4213 Aryal, A. *et al.* (2017) ‘Conservation trophy hunting : implications of contrasting approaches in
4214 native and introduced- range countries’, *Biodiversity*. Taylor & Francis, 8386(January), pp. 1–3.
4215 doi: 10.1080/14888386.2016.1263974.
- 4216 Aryal, A., Brunton, D. and Raubenheimer, D. (2014) ‘Impact of climate change on human-wildlife-
4217 ecosystem interactions in the Trans-Himalaya region of Nepal’, *Theoretical and Applied*
4218 *Climatology*, 115(3–4), pp. 517–529. doi: 10.1007/s00704-013-0902-4.

- 4219 De Azevedo, F. C. C. (2008) 'Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and
4220 pumas in the Iguaçu National Park area, south Brazil', *Biotropica*, 40(4), pp. 494–500. doi:
4221 10.1111/j.1744-7429.2008.00404.x.
- 4222 Bagchi, S. and Mishra, C. (2006) 'Living with large carnivores: Predation on livestock by the snow
4223 leopard (*Uncia uncia*)', *Journal of Zoology*, 268(3), pp. 217–224. doi: 10.1111/j.1469-
4224 7998.2005.00030.x.
- 4225 Baker, P. J. *et al.* (2008) 'Terrestrial carnivores and human food production: Impact and
4226 management', *Mammal Review*, 38(2–3), pp. 123–166. doi: 10.1111/j.1365-2907.2008.00122.x.
- 4227 Baldi, R. *et al.* (2009) 'High potential for competition between guanacos and sheep in Patagonia
4228 Series ': (July 2016). doi: 10.2193/0022-541X(2004)068.
- 4229 Baldi, R., Albon, S. and Elston, D. (2001) 'Guanacos and sheep: Evidence for continuing
4230 competition in arid Patagonia', *Oecologia*, 129(4), pp. 561–570. doi: 10.1007/s004420100770.
- 4231 Baldi, R., Campagna, C. and Saba, S. (1997) 'Abundancia y distribución del guanaco (*Lama
4232 guanicoe*), en el NE del Chubut, Patagonia Argentina', *Mastozoología Neotropical*, 4(1), pp. 5–15.
- 4233 Ballejo, F. *et al.* (2016) 'Taphonomy and dispersion of bones scavenged by New World vultures
4234 and caracaras in Northwestern Patagonia: implications for the formation of archaeological sites',
4235 *Archaeological and Anthropological Sciences*. *Archaeological and Anthropological Sciences*, 8(2),
4236 pp. 305–315. doi: 10.1007/s12520-015-0277-9.
- 4237 Ballejo, F., Plaza, P. I. and Lambertucci, S. A. (2020) 'The conflict between scavenging birds and
4238 farmers: field observations do not support peoples' perceptions', *Biological Conservation*. Elsevier,
4239 en prensa(April), p. 108627. doi: 10.1016/j.biocon.2020.108627.
- 4240 Bandieri, S. (2000) 'Ampliando las fronteras: La ocupación de la Patagonia.', in Lobato, M. Z. (ed.)
4241 *Nueva Historia Argentina*. El progres. Barcelona: Editorial Sudamericana, pp. 119–178.
- 4242 Barbar, F. *et al.* (2018) 'Exotic lagomorph may influence eagle abundances and breeding spatial
4243 aggregations: a field study and meta-analysis on the nearest neighbor distance', *PeerJ*, 6(May), p.
4244 e4746. doi: 10.7717/peerj.4746.
- 4245 Barbar, F. and Lambertucci, S. A. (2018) 'The roles of leporid species that have been translocated:
4246 a review of their ecosystem effects as native and exotic species', *Mammal Review*, 48(4), pp. 245–
4247 260. doi: 10.1111/mam.12126.
- 4248 Barbar, F. and Lambertucci, S. A. (2019) 'Introduced lagomorph produce stronger potential
4249 apparent competition in invaded communities than any other species in a similar but native food
4250 web', *Biological Invasions*. Springer International Publishing, 21(12), pp. 3735–3740. doi:
4251 10.1007/s10530-019-02082-x.
- 4252 Barri, F. R., Martella, M. B. and Navarro, J. L. (2008) 'Effects of hunting, egg harvest and livestock
4253 grazing intensities on density and reproductive success of lesser rhea *Rhea pennata pennata* in
4254 Patagonia: Implications for conservation', *Oryx*, 42(4), pp. 607–610. doi:
4255 10.1017/S0030605307000798.
- 4256 Barry, J. M. *et al.* (2018) 'Pumas as ecosystem engineers: ungulate carcasses support beetle
4257 assemblages in the Greater Yellowstone Ecosystem', *Oecologia*, (December). doi: 10.1007/s00442-

- 4258 018-4315-z.
- 4259 Bates, D. *et al.* (2015) ‘Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4’, *Journal of Statistical*
4260 *Software*, 67(1), pp. 1–48. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- 4261 Bay Gavuzzo, A. *et al.* (2015) *Distribución y densidad de guanacos (Lama guanicoe) en la*
4262 *Patagonia*.
- 4263 Bellati, J. (1984) ‘La depredación como causa de mortalidad perinatal de corderos en el N.O. de la
4264 provincia de Río Negro, R. Argentina’. Bariloche.
- 4265 Bellati, J. and Von Thungen, J. (1990) ‘LAMB PREDATION IN PATAGONIAN RANCHES’, in
4266 *Proceedings of the 14th Vertebrate Pest Conference*, pp. 3–9.
- 4267 Bellati, J., Thungen, J. Von and von Thungen, J. (1990) ‘Lamb predation in Patagonian ranches’,
4268 *Proceedings of the 14th Vertebrate Pest Conference*, 6, pp. 263–268. Available at:
4269 <http://digitalcommons.unl.edu/vpc14/6>.
- 4270 Berger, J. (2007) ‘Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected
4271 areas’, *Biological Letters*, 3(6), pp. 620–623. doi: 10.1098/rsbl.2007.0415.
- 4272 Berger, K. M. (2006) ‘Carnivore-livestock conflicts: Effects of subsidized predator control and
4273 economic correlates on the sheep industry’, *Conservation Biology*, 20(3), pp. 751–761. doi:
4274 10.1111/j.1523-1739.2006.00336.x.
- 4275 Bergman, D. L., Breck, S. W. and Bender, S. C. (2009) ‘Dogs gone wild: Feral dog damage in the
4276 United States’, in *Wildlife Damage Management Conference*, pp. 1–9. Available at:
4277 http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/862/.
- 4278 Beschta, R. L. and Ripple, W. J. (2009) ‘Large predators and trophic cascades in terrestrial
4279 ecosystems of the western United States’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 142(11), pp.
4280 2401–2414. doi: 10.1016/j.biocon.2009.06.015.
- 4281 Bista, R. and Aryal, A. (2013) ‘Status of the Asiatic black bear *Ursus thibetanus* in the southeastern
4282 region of the Annapurna Conservation Area, Nepal’, *Zoology and Ecology*, 23(1), pp. 83–87. doi:
4283 10.1080/21658005.2013.774813.
- 4284 Blaum, N., Rossmanith, E., Schwager, M., *et al.* (2007a) ‘Responses of mammalian carnivores to
4285 land use in arid savanna rangelands’, *Basic and Applied Ecology*, 8(6), pp. 552–564. doi:
4286 10.1016/j.baae.2006.09.003.
- 4287 Blaum, N., Rossmanith, E., Schwager, M., *et al.* (2007b) ‘Responses of mammalian carnivores to
4288 land use in arid savanna rangelands’, 8, pp. 552–564. doi: 10.1016/j.baae.2006.09.003.
- 4289 Blaum, N., Rossmanith, E., Popp, A., *et al.* (2007) ‘Shrub encroachment affects mammalian
4290 carnivore abundance and species richness in semiarid rangelands’, 31, pp. 86–92. doi:
4291 10.1016/j.actao.2006.10.004.
- 4292 Blaum, N. *et al.* (2008) ‘Indexing small mammalian carnivores in the southern Kalahari , South
4293 Africa’, pp. 72–79.
- 4294 Blaum, N., Rossmanith, E. and Jeltsch, F. (2006) ‘Land use affects rodent communities in Kalahari
4295 savannah rangelands’, pp. 189–195.

- 4296 Bolgeri, M. J. and Novaro, A. J. (2015) ‘Variación espacial en la depredación por puma (Puma
4297 concolor) sobre guanacos (Lama guanicoe) en la Payunia, Mendoza, Argentina’, *Mastozoología*
4298 *Neotropical*, 22(2), pp. 255–264.
- 4299 van Bommel, L. (2010) *Guardian Dogs: Best Practisce Manual for the use of Livestock Guardian*
4300 *Dogs*.
- 4301 Van Bommel, L. and Johnson, C. N. (2012) ‘Good dog! Using livestock guardian dogs to protect
4302 livestock from predators in Australia’s extensive grazing systems’, *Wildlife Research*, 39(3), pp.
4303 220–229. doi: 10.1071/WR11135.
- 4304 Bonino, N., Cossíos, D. and Menegheti, J. (2010) ‘Dispersal of the European hare, *Lepus europaeus*
4305 in South America’, *Folia Zoologica*, 59(1), pp. 9–15. doi: 10.25225/fozo.v59.i1.a3.2010.
- 4306 Borgatti, S. P. and Everett, M. G. (1999) ‘Models of core r periphery structures’, pp. 375–395.
- 4307 Branch, L. C., Pessino, M. and Villarreal, D. (1996) ‘Response of Pumas to a Population Decline of
4308 the Plains Vizcacha’, *Journal of Mammalogy*, 77(4), pp. 1132–1140. doi: 10.2307/1382795.
- 4309 Brown, J. S., Laundre, J. W. and Gurung, M. (1999) ‘The Ecology of Fear: Optimal Foraging,
4310 Game Theory, and Trophic Interactions’, *Journal of Mammalogy*, 80(2), pp. 385–399. doi:
4311 10.2307/1383287.
- 4312 Bruinsma, J. (2003) *World agriculture : towards 2015 / 2030*, FAO. Londres, UK: Earthscan
4313 Publications Ltd. Available at: [http://orton.catie.ac.cr/cgi-](http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=LVV.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=002038)
4314 [bin/wxis.exe/?IsisScript=LVV.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&exp](http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=LVV.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=002038)
4315 [resion=mfn=002038](http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=LVV.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=002038).
- 4316 Bruskotter, J. T. *et al.* (2017) ‘Modernization, Risk, and Conservation of the World’s Largest
4317 Carnivores’, *BioScience*, 67(7), pp. 646–655. doi: 10.1093/biosci/bix049.
- 4318 Buckland, S. T. *et al.* (2015) *Distance Sampling : Methods and Applications*. New York, US:
4319 Springer. doi: 10.1007/978-3-319-19219-2.
- 4320 Buys, C. J. (1975) ‘Predator control and ranchers’ attitudes’, *Environment and Behavior*, 7(1), pp.
4321 81–98. doi: 10.1177/001391657500700103.
- 4322 Cano *et al.* (2016) *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-*
4323 *2013)*. Madrid: WWF y SEO/BirdLife.
- 4324 Caravaggi, A. *et al.* (2016) ‘An invasive-native mammalian species replacement process captured
4325 by camera trap survey random encounter models’, *Remote Sensing in Ecology and Conservation*,
4326 2(1), pp. 45–58. doi: 10.1002/rse2.11.
- 4327 Carbone, C. and Gittleman, J. L. (2002) ‘A common rule for the scaling of carnivore density’,
4328 *Science*, 295(5563), pp. 2273–2276. doi: 10.1126/science.1067994.
- 4329 Cardillo, M. *et al.* (2004) ‘Human population density and extinction risk in the world’s carnivores’,
4330 *PLoS Biology*, 2(7), pp. 909–914. doi: 10.1371/journal.pbio.0020197.
- 4331 Carter, N. H. and Linnell, J. D. C. (2016) ‘Co-Adaptation Is Key to Coexisting with Large
4332 Carnivores’, *Trends in Ecology and Evolution*. Elsevier Ltd, 31(8), pp. 575–578. doi:
4333 10.1016/j.tree.2016.05.006.

- 4334 Carter, N. H. and Linnell, J. D. C. C. (2016) ‘Co-Adaptation Is Key to Coexisting with Large
4335 Carnivores’, *Trends in Ecology and Evolution*. Elsevier Ltd, 31(8), pp. 575–578. doi:
4336 10.1016/j.tree.2016.05.006.
- 4337 Carter, N. H., Riley, S. J. and Liu, J. (2012) ‘Utility of a psychological framework for carnivore
4338 conservation’, *Oryx*, 46(4), pp. 525–535. doi: 10.1017/S0030605312000245.
- 4339 Caruso, N. *et al.* (2015) ‘Modelling the ecological niche of an endangered population of Puma
4340 concolor: First application of the GNESFA method to an elusive carnivore’, *Ecological Modelling*.
4341 Elsevier B.V., 297, pp. 11–19. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.11.004.
- 4342 Castillo, D. A., Gaitán, J. J. and Villagra, E. S. (2021) ‘Direct and indirect effects of climate and
4343 vegetation on sheep production across Patagonian rangelands (Argentina)’, 124(August 2020). doi:
4344 10.1016/j.ecolind.2021.107417.
- 4345 Chakrabarti, S. *et al.* (2016) ‘Adding constraints to predation through allometric relation of scats to
4346 consumption’, *Journal of Animal Ecology*, 85(3), pp. 660–670. doi: 10.1111/1365-2656.12508.
- 4347 Chame, M. (2003) ‘Terrestrial Mammal Feces: A Morphometric Summary and Description’,
4348 *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, 98(SUPPL. 1), pp. 71–94. doi: 10.1590/S0074-
4349 02762003000900014.
- 4350 Chapron, G. and López-Bao, J. V. (2016) ‘Coexistence with Large Carnivores Informed by
4351 Community Ecology’, *Trends in Ecology and Evolution*. Elsevier Ltd, 31(8), pp. 578–580. doi:
4352 10.1016/j.tree.2016.06.003.
- 4353 Charles, G. K. *et al.* (2017) ‘Herbivore effects on productivity vary by guild: Cattle increase mean
4354 productivity while wildlife reduce variability: Cattle’, *Ecological Applications*, 27(1), pp. 143–155.
4355 doi: 10.1002/eap.1422.
- 4356 Chebez, J. C., Pardiñas, U. and Teta, P. (2014) *Mamíferos terrestres de la Patagonia sur de*
4357 *Argentina y Chile*. CABA: Vazquez Mazzini Editores.
- 4358 Chehébar, C. and Martín, S. (1989) ‘Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de los
4359 mamíferos de la Patagonia’, *Doñana Acta Vetebata*, 16(2), pp. 247–291. doi: 10.1007/s00396-007-
4360 1729-2.
- 4361 Conner, M. M. *et al.* (2016) ‘Effect of Coyote Removal on Sheep Depredation in Northern
4362 California Published by : Wiley on behalf of the Wildlife Society Stable URL :
4363 <http://www.jstor.org/stable/3802345> Accessed : 30-05-2016 20 : 55 UTC’, 62(2), pp. 690–699.
- 4364 Conroy, M. J. and Carroll, J. P. (2009) *Quantitative Conservation of Vertebrates, Quantitative*
4365 *Conservation of Vertebrates*. doi: 10.1002/9781444303155.
- 4366 Cooley, H. S. *et al.* (2009) ‘Does Hunting Regulate Cougar Populations ? A Test of the
4367 Compensatory Mortality Hypothesis Published by : Ecological Society of America content in a
4368 trusted digital archive . We use information technology and tools to increase productivity and
4369 facilitate’, *Ecology*, 90(10), pp. 2913–2921.
- 4370 Coronato, F. (1999) ‘Environmental impacts on offspring survival during the lambing period in
4371 central Patagonia’, *International Journal of Biometeorology*, 43(3), pp. 113–118. doi:
4372 10.1007/s004840050125.

- 4373 Cossios, D. *et al.* (2007) ‘Manual De Metodologías Para Relevamientos De Carnívoros Alto
4374 Andinos’, *Alianza Gato Andino & Wildlife Conservation Research Unit*, (September 2014), p. 71.
- 4375 Dar, N. I. *et al.* (2009) ‘Predicting the patterns, perceptions and causes of human-carnivore conflict
4376 in and around Machiara National Park, Pakistan’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 142(10),
4377 pp. 2076–2082. doi: 10.1016/j.biocon.2009.04.003.
- 4378 Díaz-Ruiz, F. *et al.* (2020) ‘Inferring species interactions from long-term monitoring programs:
4379 Carnívoros in a protected area from southern Patagonia’, *Diversity*, 12(9), pp. 1–17. doi:
4380 10.3390/D12090319.
- 4381 Dickman, A. J. (2010) ‘Complexities of conflict: The importance of considering social factors for
4382 effectively resolving human-wildlife conflict’, *Animal Conservation*, 13(5), pp. 458–466. doi:
4383 10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x.
- 4384 Dirzo, R. *et al.* (2014) ‘Defaunation in the Anthropocene’, *Science*, 345(6195), pp. 401–406. doi:
4385 10.1126/science.1251817.
- 4386 Domptail, S., Easdale, M. H. and Yuerlita (2013) ‘Managing Socio-Ecological Systems to Achieve
4387 Sustainability: A Study of Resilience and Robustness’, *Environmental Policy and Governance*,
4388 23(1), pp. 30–45. doi: 10.1002/eet.1604.
- 4389 Donadio, E *et al.* (2010) ‘and wild camelids in protected areas of Argentina’, 280, pp. 33–40. doi:
4390 10.1111/j.1469-7998.2009.00638.x.
- 4391 Donadio, Emiliano. *et al.* (2010) ‘Evaluating a potentially strong trophic interaction: Pumas and
4392 wild camelids in protected areas of Argentina’, *Journal of Zoology*, 280(1), pp. 33–40. doi:
4393 10.1111/j.1469-7998.2009.00638.x.
- 4394 Donadio, E. and Buskirk, S. W. (2006) ‘Diet, Morphology, and Interspecific Killing in Carnivora’,
4395 *The American Naturalist*, 167(4), pp. 524–536. doi: 10.1086/501033.
- 4396 Dorresteijn, I. *et al.* (2015) ‘Incorporating anthropogenic effects into trophic ecology: Predator -
4397 Prey interactions in a human-dominated landscape’, *Proceedings of the Royal Society B: Biological
4398 Sciences*, 282(1814). doi: 10.1098/rspb.2015.1602.
- 4399 Dwyer, C. M. (2003) ‘Behavioural development in the neonatal lamb: Effect of maternal and birth-
4400 related factors’, *Theriogenology*, 59(3–4), pp. 1027–1050. doi: 10.1016/S0093-691X(02)01137-8.
- 4401 Easdale, M. H. *et al.* (2009) ‘Comparación socio-económica de dos regiones biofísicas: Los
4402 sistemas ganaderos de la provincia de río negro, Argentina’, *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 6(62),
4403 pp. 173–198.
- 4404 Easdale, M. H. *et al.* (2014) ‘Assessing the magnitude of impact of volcanic ash deposits on Merino
4405 wool production and fibre traits in the context of a drought in North-west Patagonia, Argentina’,
4406 *Rangeland Journal*, 36(2), pp. 143–149. doi: 10.1071/RJ13124.
- 4407 Easdale, M. H. and Bruzzone, O. (2018) ‘Spatial distribution of volcanic ash deposits of 2011
4408 Puyehue-Cordón Caulle eruption in Patagonia as measured by a perturbation in NDVI temporal
4409 dynamics’, *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. Elsevier B.V., 353, pp. 11–17. doi:
4410 10.1016/j.jvolgeores.2018.01.020.
- 4411 Easdale, Marcos H. and Domptail, S. (2014) ‘Fate can be changed! Arid rangelands in a globalizing

- 4412 world - A complementary co-evolutionary perspective on the current “desert syndrome”, *Journal*
4413 *of Arid Environments*. Elsevier Ltd, 100–101, pp. 52–62. doi: 10.1016/j.jaridenv.2013.10.009.
- 4414 Easdale, Marcos H. and Domptail, S. E. (2014) ‘Fate can be changed ! Arid rangelands in a
4415 globalizing world e A complementary co-evolutionary perspective on the current “ desert syndrome
4416 ”’, *Journal of Arid Environments*. Elsevier Ltd, 100–101, pp. 52–62. doi:
4417 10.1016/j.jaridenv.2013.10.009.
- 4418 Easdale, M. H. and Domptail, S. E. (2014) ‘Fate can be changed! Arid rangelands in a globalizing
4419 world - A complementary co-evolutionary perspective on the current “desert syndrome”’, *Journal*
4420 *of Arid Environments*. Elsevier Ltd, 100–101, pp. 52–62. doi: 10.1016/j.jaridenv.2013.10.009.
- 4421 Easdale, M. H. and Gaitán, J. (2010) ‘Relación entre la superficie y clase de mallines y la
4422 composición de la estructura ganadera en establecimientos del noroeste de la Patagonia’, *Revista*
4423 *Argentina de Producción Animal*, 30(1), pp. 69–80.
- 4424 Easdale, M. H. and López, D. R. (2016) ‘Sustainable livelihoods approach through the lens of the
4425 State-and-Transition Model in semi-arid pastoral systems’, *Rangeland Journal*, 38(6), pp. 541–551.
4426 doi: 10.1071/RJ15091.
- 4427 Easdale, M. H. and Rosso, H. (2010) ‘Dealing with drought: Social implications of different
4428 smallholder survival strategies in semi-arid rangelands of Northern Patagonia, Argentina’,
4429 *Rangeland Journal*, 32(2), pp. 247–255. doi: 10.1071/RJ09071.
- 4430 Edge, J. L. *et al.* (2011) ‘Adapting a predictive spatial model for wolf *Canis* spp. predation on
4431 livestock in the Upper Peninsula, Michigan, USA’, *Wildlife Biology*, 17(1), pp. 1–10. doi:
4432 10.2981/10-043.
- 4433 van Eeden, L. M. *et al.* (2018) ‘Managing conflict between large carnivores and livestock’,
4434 *Conservation Biology*, 32(1), pp. 26–34. doi: 10.1111/cobi.12959.
- 4435 Van Eeden, L. M. *et al.* (2017) ‘Managing conflict between large carnivores and livestock’, (May).
4436 doi: 10.1111/cobi.12959.
- 4437 Van Eeden, L. M. *et al.* (2018) ‘Carnivore conservation needs evidence-based livestock protection’,
4438 *PLoS Biology*, In press, pp. 1–8. doi: 10.1371/JOURNAL.PBIO.2005577.
- 4439 Eklund, A. *et al.* (2017) ‘Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock
4440 predation by large carnivores’, *Scientific Reports*, 7(1). doi: 10.1038/s41598-017-02323-w.
- 4441 Eklund, A., Flykt, A., *et al.* (2020) ‘Animal owners’ appraisal of large carnivore presence and use
4442 of interventions to prevent carnivore attacks on domestic animals in Sweden’, *European Journal of*
4443 *Wildlife Research*. European Journal of Wildlife Research, 66(2). doi: 10.1007/s10344-020-1369-0.
- 4444 Eklund, A., Johansson, M., *et al.* (2020) ‘Drivers of intervention use to protect domestic animals
4445 from large carnivore attacks’, *Human Dimensions of Wildlife*. Routledge, 25(4), pp. 339–354. doi:
4446 10.1080/10871209.2020.1731633.
- 4447 Eklundh, L. (1998) ‘Estimating relations between AVHRR NDVI and rainfall in East Africa at 10-
4448 day and monthly time scales’, *International Journal of Remote Sensing*, 19(3), pp. 563–570. doi:
4449 10.1080/014311698216198.
- 4450 Elbroch, L. M. *et al.* (2014) ‘The difference between killing and eating: Ecological shortcomings of

- 4451 puma energetic models', *Ecosphere*, 5(5). doi: 10.1890/ES13-00373.1.
- 4452 Elbroch, L. M. and Kusler, A. (2018) 'Are pumas subordinate carnivores, and does it matter?',
4453 *PeerJ*, 6, p. e4293. doi: 10.7717/peerj.4293.
- 4454 Elbroch, L. Mark and Wittmer, H. U. (2012) 'Puma spatial ecology in open habitats with aggregate
4455 prey', *Mammalian Biology*. Elsevier GmbH, 77(5), pp. 377–384. doi:
4456 10.1016/j.mambio.2012.02.010.
- 4457 Elbroch, L Mark and Wittmer, H. U. (2012a) 'Puma spatial ecology in open habitats with aggregate
4458 prey', *Mammalian Biology*. Elsevier GmbH, 77(5), pp. 377–384. doi:
4459 10.1016/j.mambio.2012.02.010.
- 4460 Elbroch, L Mark and Wittmer, H. U. (2012b) 'Table scraps : inter-trophic food provisioning by
4461 pumas', (June), pp. 776–779.
- 4462 Elbroch, L. M. and Wittmer, H. U. (2013a) 'Nuisance Ecology: Do Scavenging Condors Exact
4463 Foraging Costs on Pumas in Patagonia?', *PLoS ONE*, 8(1), pp. 1–8. doi:
4464 10.1371/journal.pone.0053595.
- 4465 Elbroch, L. M. and Wittmer, H. U. (2013b) 'The effects of puma prey selection and specialization
4466 on less abundant prey in Patagonia', *Journal of Mammalogy*, 94(2), pp. 259–268. doi: 10.1644/12-
4467 MAMM-A-041.1.
- 4468 Elmhagen, B. *et al.* (2000) 'The arctic fox (*Alopex lagopus*): An opportunistic specialist', *Journal*
4469 *of Zoology*, 251(2), pp. 139–149. doi: 10.1017/S0952836900006014.
- 4470 Elmhagen, B. and Rushton, S. P. (2007) 'Trophic control of mesopredators in terrestrial
4471 ecosystems: Top-down or bottom-up?', *Ecology Letters*, 10(3), pp. 197–206. doi: 10.1111/j.1461-
4472 0248.2006.01010.x.
- 4473 Enriquez, A. S. *et al.* (2015) 'Grazing intensity levels influence C reservoirs of wet and mesic
4474 meadows along a precipitation gradient in Northern Patagonia', *Wetlands Ecology and*
4475 *Management*. Springer Netherlands, 23(3), pp. 439–451. doi: 10.1007/s11273-014-9393-z.
- 4476 Fairweather, J. (2010) 'Farmer models of socio-ecologic systems: Application of causal mapping
4477 across multiple locations', *Ecological Modelling*, 221(3), pp. 555–562. doi:
4478 10.1016/j.ecolmodel.2009.10.026.
- 4479 Fairweather, J. R. and Hunt, L. M. (2011) 'Can farmers map their farm system? Causal mapping
4480 and the sustainability of sheep/beef farms in New Zealand', *Agriculture and Human Values*, 28(1),
4481 pp. 55–66. doi: 10.1007/s10460-009-9252-3.
- 4482 Fernandez-Gimenez, M. E. and Le Febre, S. (2006) 'Mobility in pastoral systems: Dynamic flux or
4483 downward trend?', *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 13(5),
4484 pp. 341–362. doi: 10.1080/13504500609469685.
- 4485 Fernandez Abella, D., Cueto, M. and Ferrugem, M. (2017) 'FACTORES QUE AFECTAN LA
4486 SUPERVIVENCIA DEL CORDERO', *Revista argentina de producción animal*, 17(2017), pp. 1–
4487 16.
- 4488 Fernandez, C. S. and Baldi, R. (2014) 'Habitos alimentarios del Puma (*Puma concolor*) e incidencia
4489 de la depredación en la mortalidad de guanacos (*Lama guanicoe*) en el Noreste de la Patagonia',

- 4490 *Mastozoología Neotropical*, 21(2), pp. 331–338.
- 4491 Fishbein, M. and Ajzen, I. (1975) *Belief, Attitudes, Intention and Behavior: An Introduction to*
 4492 *Theory and Research*. Reading, US.: Addison-Wesley Publishing Company. doi:
 4493 10.3724/SP.J.1206.2012.00377.
- 4494 Fiske, A. I. *et al.* (2017) ‘Package “ unmarked ” R topics documented :’
- 4495 Foody, G. M. (2003) ‘Geographical weighting as a further refinement to regression modelling: An
 4496 example focused on the NDVI-rainfall relationship’, *Remote Sensing of Environment*, 88(3), pp.
 4497 283–293. doi: 10.1016/j.rse.2003.08.004.
- 4498 Fourvel, J.-B. and Mwebi, O. (2011) ‘Hyenas’ level of dependence on livestock in pastoralist areas
 4499 in the Republic of Djibouti and Kenya: relation between prey availability and bone consumption
 4500 sequence’, *Prédateurs dans tous leurs états : évolution, biodiversité, interactions, mythes,*
 4501 *symboles : actes des rencontres, 21-23 octobre 2010*, (January), pp. 157–176.
- 4502 Franklin, W. L. *et al.* (1999) ‘Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern
 4503 Chile’, *Biological Conservation*, 90(1), pp. 33–40. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00008-7.
- 4504 Freeman, L. C. (1978) ‘Centrality in Social Networks Conceptual Clarification’, 1(1968), pp. 215–
 4505 239.
- 4506 Funes, M. C. *et al.* (2006) ‘El manejo de zorros en la Argentina Compatibilizando las interacciones
 4507 entre la ganadería, la caza comercial y la conservación’, *Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina.*
 4508 *Programas de uso sustentable*, (January), pp. 151–166. Available at: [http://www.ovinos-](http://www.ovinos-caprinos.com/VARIOS/32 - Manejo de Zorros en la Argentina.pdf)
 4509 [caprinos.com/VARIOS/32 - Manejo de Zorros en la Argentina.pdf](http://www.ovinos-caprinos.com/VARIOS/32 - Manejo de Zorros en la Argentina.pdf).
- 4510 Gaitán, J. J. *et al.* (2018) ‘Aridity and Overgrazing Have Convergent Effects on Ecosystem
 4511 Structure and Functioning in Patagonian Rangelands’, *Land Degradation and Development*, 29(2),
 4512 pp. 210–218. doi: 10.1002/ldr.2694.
- 4513 Gaitán, J. J., Bran, D. E. and Oliva, G. E. (2019) ‘Patagonian Desert’, in *Reference Module in Earth*
 4514 *Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, pp. 1–18. doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.11929-
 4515 3.
- 4516 Gálvez, N., Freya, G. G., *et al.* (2018) ‘A spatially integrated framework for assessing
 4517 socioecological drivers of carnivore decline’, *Journal of Applied Ecology*, 55(3), pp. 1393–1405.
 4518 doi: 10.1111/1365-2664.13072.
- 4519 Gálvez, N., Guillera-Aroita, G., *et al.* (2018) ‘A spatially integrated framework for assessing
 4520 socioecological drivers of carnivore decline’, *Journal of Applied Ecology*, 55(3), pp. 1393–1405.
 4521 doi: 10.1111/1365-2664.13072.
- 4522 Garramuño, J. *et al.* (2017) *Perros protectores de ganado. Protocolo de cría y recomendaciones*
 4523 *para su implementación en sistemas ganaderos de Patagonia., INTA Ediciones.*
- 4524 Gáspero, P. G. *et al.* (2018) ‘Human-carnivore interaction in a context of socio-productive crisis:
 4525 Assessing smallholder strategies for reducing predation in North-west Patagonia, Argentina’,
 4526 *Journal of Arid Environments*. Elsevier, 150(July 2017), pp. 92–98. doi:
 4527 10.1016/j.jaridenv.2017.12.005.
- 4528 Gaynor, K. M. *et al.* (2018) ‘The influence of human disturbance on wildlife nocturnality’, *Science*,

- 4529 360(6394), pp. 1232–1235. doi: 10.1126/science.aar7121.
- 4530 Gazzola, A. *et al.* (2005) ‘Predation by wolves (*Canis lupus*) on wild and domestic ungulates of the
4531 western Alps, Italy’, *Journal of Zoology*, 266(2), pp. 205–213. doi: 10.1017/S0952836905006801.
- 4532 Gebresenbet, F. *et al.* (2018) ‘A culture of tolerance: Coexisting with large carnivores in the Kafa
4533 Highlands, Ethiopia’, *Oryx*, 52(4), pp. 751–760. doi: 10.1017/S0030605316001356.
- 4534 Gelin, Maria L. *et al.* (2017) ‘Response of pumas (*Puma concolor*) to migration of their primary
4535 prey in Patagonia’, pp. 1–16. doi: 10.5061/dryad.7fb7r.Funding.
- 4536 Gelin, Maria L. *et al.* (2017) ‘Response of pumas (*Puma concolor*) to migration of their primary
4537 prey in Patagonia’, *PLoS ONE*, 12(12), pp. 1–16. doi: 10.1371/journal.pone.0188877.
- 4538 Gittleman, J. L. (1989) *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*. Springer.
- 4539 Glanz, K., Rimer, barbara k. and Viswanath, K. (2008) *Health and Health*. Edited by K. Glanz,
4540 barbara k. Rimer, and K. Viswanath. San Francisco, US: Jossey-Bass.
- 4541 Glaser, M. *et al.* (2008) ‘Human/Nature Interaction in the Anthropocene’, *Gaia*, 17(1), pp. 77–80.
4542 Available at: www.loicz.org.
- 4543 Glen, A. S., Gentle, M. N. and Dickman, C. R. (2007) ‘Non-target impacts of poison baiting for
4544 predator control in Australia’, *Mammal Review*, 37(3), pp. 191–205. doi: 10.1111/j.1365-
4545 2907.2007.00108.x.
- 4546 González, A., Novaro, A., Funes, M., Pailicura, O., Bolgeri, M. J. and Walker, S. (2012) ‘Mixed-
4547 breed guarding dogs reduce conflict between goat herders and native carnivores in Patagonia’,
4548 *Human-Wildlife Interactions*, 6(2), pp. 327–334.
- 4549 González, A., Novaro, A., Funes, M., Pailicura, O., Bolgeri, M. J., Walker, S., *et al.* (2012) ‘Mixed-
4550 breed guarding dogs reduce conflict between goat herders and native carnivores in Patagonia’,
4551 *Human-Wildlife Interactions*, 6(2), pp. 327–334.
- 4552 Greentree, C. *et al.* (2000) ‘Lamb predation and control of foxes in south-eastern Australia’,
4553 *Journal of Applied Ecology*, 37(Kilgour 1992), pp. 935–943. doi: 10.1046/j.1365-
4554 2664.2000.00530.x.
- 4555 Grigera, D. E. and Rapoport, E. H. (1983) ‘Status and Distribution of the European Hare in South
4556 America’, *Journal of Mammalogy*, 64(1), pp. 163–166. doi: 10.2307/1380771.
- 4557 Guarda, N. *et al.* (2010) *Manual de verificación: Denuncias de depredación de ganado doméstico*.
4558 Serie Faun. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- 4559 Guerisoli, M. D. L. M. *et al.* (2019) ‘Habitat use and activity patterns of *Puma concolor* in a human-
4560 dominated landscape of central Argentina’, *Journal of Mammalogy*, 100(1), pp. 202–211. doi:
4561 10.1093/jmammal/gyz005.
- 4562 Hatting, T. (1995) ‘Sex-related characters in the pelvic bone of domestic sheep (*Ovis aries* L.)’,
4563 *Archaeofauna*, 4, pp. 71–76.
- 4564 Hazzah, L. *et al.* (2009) ‘Lions and Warriors: Social factors underlying declining African lion
4565 populations and the effect of incentive-based management in Kenya’, *Biological Conservation*.

- 4566 Elsevier Ltd, 142(11), pp. 2428–2437. doi: 10.1016/j.biocon.2009.06.006.
- 4567 Hazzah, L. *et al.* (2014) ‘Efficacy of Two Lion Conservation Programs in Maasailand , Kenya’,
4568 28(3), pp. 851–860. doi: 10.1111/cobi.12244.
- 4569 Hazzah, L., Borgerhoff, M. and Frank, L. (2009) ‘Lions and Warriors : Social factors underlying
4570 declining African lion populations and the effect of incentive-based management in Kenya’,
4571 *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 142(11), pp. 2428–2437. doi: 10.1016/j.biocon.2009.06.006.
- 4572 Hebblewhite, M. *et al.* (2005) ‘Human activity mediates a trophic cascade caused by wolves’,
4573 *Ecology*, 86(8), pp. 2135–2144. doi: 10.1890/04-1269.
- 4574 Hemson, G. (2003) *The ecology and conservation of lions: Human-Wildlife Conflict in semi-arid*
4575 *Botswana*. University of Oxord.
- 4576 Hofmeester, T. R. *et al.* (2019) ‘Framing pictures: A conceptual framework to identify and correct
4577 for biases in detection probability of camera traps enabling multi-species comparison’, *Ecology and*
4578 *Evolution*, (January). doi: 10.1002/ece3.4878.
- 4579 Holling, A. C. S. and Meffe, G. K. (2016) ‘Society for Conservation Biology Command and
4580 Control and the Pathology of Natural Resource Management Command and Control and the
4581 Pathology of Natural Resource Management’, 10(2), pp. 328–337.
- 4582 Holling, C. S. and Meffe, G. K. (1996) ‘Society for Conservation Biology Command and Control
4583 and the Pathology of Natural Resource Management’, *Source: Conservation Biology*, 10(2), pp.
4584 328–337. Available at: <http://www.jstor.org/stable/2386849><http://www.jstor.org/page/>.
- 4585 Holt, R. D. (1977) ‘Predation, Apparent Competiton and the Structure of Prey Communities’,
4586 *Theoretical Population Biology*, 12, pp. 197–229.
- 4587 Hothorn, T., Bretz, F. and Westfall, P. (2008) ‘Simultaneous Inference in General Parametric
4588 Models’, *Biometrical Journal*, 50(3), pp. 346–363.
- 4589 Husseman, J. S. *et al.* (2003) ‘Assessing differential prey selection patterns between two sympatric
4590 large carnivores’, *Oikos*, 101(3), pp. 591–601. doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12230.x.
- 4591 Inskip, C. *et al.* (2016) ‘Toward human-carnivore coexistence: Understanding tolerance for tigers in
4592 Bangladesh’, *PLoS ONE*, 11(1), pp. 1–20. doi: 10.1371/journal.pone.0145913.
- 4593 Inskip, C. and Zimmermann, A. (2009) ‘Human-felid conflict: A review of patterns and priorities
4594 worldwide’, *Oryx*, 43(1), pp. 18–34. doi: 10.1017/S003060530899030X.
- 4595 Iriarte, J. A. *et al.* (1990) ‘Biogeographic variation of food habits and body size of the America
4596 puma’, *Oecologia*, 85(2), pp. 185–190. doi: 10.1007/BF00319400.
- 4597 Jaksić, F. M. (1989) ‘Opportunism vs Selectivity among Carnivorous Predators That Eat
4598 Mammalian Prey: A Statistical Test of Hypotheses’, *Oikos*, 56(3), pp. 427–430.
- 4599 Johansson, Ö. *et al.* (2015) ‘Snow leopard predation in a livestock dominated landscape in
4600 Mongolia’, *Biological Conservation*, 184, pp. 251–258. doi: 10.1016/j.biocon.2015.02.003.
- 4601 Johnson, W. E. and Franklin, W. L. (1994) ‘Spatial resource partitioning by sympatric grey fox
4602 (*Dusicyon griseus*) and culpeo fox (*Dusicyon culpaeus*) in southern Chile’, *Canadian Journal of*

- 4603 *Zoology*, 72(10), pp. 1788–1793. doi: 10.1139/z94-242.
- 4604 Karanth, K. U. and Chellam, R. (2009) ‘Carnivore conservation at the crossroads’, *Oryx*, 43(1), pp.
4605 1–2. doi: 10.1017/S003060530843106X.
- 4606 Karmiris, I. E. and Nastis, A. S. (2007) ‘Intensity of livestock grazing in relation to habitat use by
4607 brown hares (*Lepus europaeus*)’, *Journal of Zoology*, 271(2), pp. 193–197. doi: 10.1111/j.1469-
4608 7998.2006.00199.x.
- 4609 Khanal, S. *et al.* (2017) ‘Challenges of Conserving Blue Bull (*Boselaphus tragocamelus*) Outside
4610 the Protected Areas of Nepal’, *Proceedings of the Zoological Society*. Springer India. doi:
4611 10.1007/s12595-017-0218-y.
- 4612 Khorozyan, I., Ghoddousi, A., Soofi, M., *et al.* (2015) ‘Big cats kill more livestock when wild prey
4613 reaches a minimum threshold’, *Biological Conservation*, 192, pp. 268–275. doi:
4614 10.1016/j.biocon.2015.09.031.
- 4615 Khorozyan, I., Ghoddousi, A., Soo, M., *et al.* (2015) ‘Big cats kill more livestock when wild prey
4616 reaches a minimum threshold’, *Biological Conservation*, 192, pp. 268–275. doi:
4617 10.1016/j.biocon.2015.09.031.
- 4618 Khorozyan, I. *et al.* (2017) ‘Effects of shepherds and dogs on livestock depredation by leopards
4619 (*Panthera pardus*) in north-eastern Iran’, *PeerJ*, 2017(2), pp. 1–18. doi: 10.7717/peerj.3049.
- 4620 Kinka, D. and Young, J. K. (2019) ‘The tail wagging the dog: positive attitude towards livestock
4621 guarding dogs do not mitigate pastoralists’ opinions of wolves or grizzly bears’, *Palgrave*
4622 *Communications*. Springer US, 5(1). doi: 10.1057/s41599-019-0325-7.
- 4623 Klare, U., Kamler, J. F. and MacDonald, D. W. (2011) ‘A comparison and critique of different scat-
4624 analysis methods for determining carnivore diet’, *Mammal Review*, 41(4), pp. 294–312. doi:
4625 10.1111/j.1365-2907.2011.00183.x.
- 4626 Klebenow, D. A. and McAdoo, K. (1976) ‘Predation on Domestic Sheep in Northeastern Nevada’,
4627 *Journal of Range Management*, 29(2), p. 96. doi: 10.2307/3897400.
- 4628 Knobel, D. L. *et al.* (2005) ‘Re-evaluating the burden of rabies in Africa and Asia’, *Bulletin of the*
4629 *World Health Organization*, 83(5), pp. 360–368. doi: /S0042-96862005000500012.
- 4630 Koenig, R. (2006) ‘Vulture research soars as the scavengers’ numbers decline’, *Science*, 312(5780),
4631 pp. 1591–1592. doi: 10.1126/science.312.5780.1591.
- 4632 Laake, J. *et al.* (2019) ‘Package “RMark” ’.
- 4633 Laake, J. and Rexstad, E. A. (2007) ‘Package “RMark” Title R Code for MARK Analysis’, in
4634 Cooch, E. and White, G. C. (eds) *Rmark: A gentle introduction*. Colorado State University, pp. 1–
4635 115.
- 4636 Lambertucci, S. A. *et al.* (2009) ‘How do roads affect the habitat use of an assemblage of
4637 scavenging raptors?’, *Biodiversity and Conservation*, 18(8), pp. 2063–2074. doi: 10.1007/s10531-
4638 008-9573-3.
- 4639 Lambertucci, S. A. (2010) ‘Size and spatio-temporal variations of the Andean condor *Vultur*
4640 *gryphus* population in north-west Patagonia, Argentina: Communal roosts and conservation’, *Oryx*,

- 4641 44(3), pp. 441–447. doi: 10.1017/S0030605310000451.
- 4642 Lawrence, M. A. (2016) ‘ez: Easy Analysis and Visualization of Factorial Experiments’. Available
4643 at: <https://cran.r-project.org/package=ez>.
- 4644 Leach, M., Scoones, I. and Stirling, A. (2010) ‘Governing epidemics in an age of complexity:
4645 Narratives, politics and pathways to sustainability’, *Global Environmental Change*, 20(3), pp. 369–
4646 377. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2009.11.008.
- 4647 Leon, R. J. C. *et al.* (1998) ‘Grandes unidades de vegetacion de la Patagonia extra andina’, *Ecologia*
4648 *Austral*, 8(2), pp. 125–144.
- 4649 Lescureux, N. and Linnell, J. D. C. (2014) ‘Warring brothers: The complex interactions between
4650 wolves (*Canis lupus*) and dogs (*Canis familiaris*) in a conservation context’, *Biological*
4651 *Conservation*. Elsevier Ltd, 171, pp. 232–245. doi: 10.1016/j.biocon.2014.01.032.
- 4652 Letnic, M. and Ripple, W. J. (2017) ‘Large-scale responses of herbivore prey to canid predators and
4653 primary productivity’, *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), pp. 860–866. doi:
4654 10.1111/geb.12593.
- 4655 Li, Chunlin *et al.* (2015) ‘Livestock depredations and attitudes of local pastoralists toward
4656 carnivores in the Qinghai Lake Region, China’, *Wildlife Biology*, 21(4), pp. 204–212. doi:
4657 10.2981/wlb.00083.
- 4658 Li, J. *et al.* (2014) ‘Role of Tibetan Buddhist Monasteries in Snow Leopard Conservation’,
4659 *Conservation Biology*, 28(1), pp. 87–94. doi: 10.1111/cobi.12135.
- 4660 Linnell, J. D. C. *et al.* (1999) ‘Carnivores and Predation Large carnivores that kill livestock : do "
4661 problem individuals " really exist?’, *Wildlife Society Bulletin*, 27(3), pp. 698–705.
- 4662 Linnell, J. D. C. *et al.* (2001) ‘Predators and people : conservation of large carnivores is possible at
4663 high human densities if management policy is favourable’, pp. 345–349.
- 4664 Linnell, J. D. C. and Strand, O. (2000) ‘Interference interactions,co-existence and conservation of
4665 mammalian carnivores’, *Biodiversity Research*, 6, pp. 169–176. doi: 10.1046/j.1472-
4666 4642.2000.00069.x.
- 4667 Liu, F., Mcshea, W. J., *et al.* (2011) ‘Human-wildlife conflicts influence attitudes but not
4668 necessarily behaviors: Factors driving the poaching of bears in China’, *Biological Conservation*.
4669 Elsevier Ltd, 144(1), pp. 538–547. doi: 10.1016/j.biocon.2010.10.009.
- 4670 Liu, F., McShea, W. J., *et al.* (2011) ‘Human-wildlife conflicts influence attitudes but not
4671 necessarily behaviors: Factors driving the poaching of bears in China’, *Biological Conservation*.
4672 Elsevier Ltd, 144(1), pp. 538–547. doi: 10.1016/j.biocon.2010.10.009.
- 4673 Llanos, R., Andrade, A. and Travaini, A. (2019) ‘Puma and livestock in central Patagonia
4674 (Argentina): from ranchers’ perceptions to predator management’, *Human Dimensions of Wildlife*.
4675 Routledge, 00(00), pp. 1–16. doi: 10.1080/10871209.2019.1668987.
- 4676 Llanos, R., Llanos, M. B. and Travaini, A. (2016) ‘qué ves cuando me ves? El puma (Puma
4677 concolor) Y Su Representación En Los Medios De Prensa Escrita De Patagonia Argentina’,
4678 *Interciencia*, 41(1), pp. 16–22.

- 4679 Llanos, R. and Travaini, A. (2020) ‘Diet of puma (*Puma concolor*) in sheep ranches of central
4680 Patagonia’, *Journal of Arid Environments*. Elsevier, 177(March), p. 104145. doi:
4681 10.1016/j.jaridenv.2020.104145.
- 4682 Logan, K. and Sweanor, L. (2001) *Desert Puma: evolutionary ecology and conservation of an*
4683 *enduring carnivore*, Island Press, Washington, DC. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00076-9.
- 4684 Lopez, C. R. *et al.* (2005) ‘Desarrollo de un sistema de informacion geografico (SIG) como
4685 herramienta para la planificacion manejo del pasoreo en mallines del Dpto. de Pilcaniyeu, Rio
4686 Negro’, *Revisita Cientifica Agropecuaria*, 9(2), pp. 163–171.
- 4687 Loveridge, A. J. *et al.* (2010) ‘People and wild felids: conservation of cats and management of
4688 conflicts’, in Macdonald, D. W. and Loveridge, A. J. (eds) *Biology and Conservation of Wild*
4689 *Felids*. Oxford, UK: Oxford University Press, pp. 161–195.
- 4690 Lucherini, M., Guerisoli, M. de las M. and Luengos Vidal, E. M. (2018) ‘Surplus killing by pumas
4691 *Puma concolor*: rumours and facts’, *Mammal Review*, 48(4), pp. 277–283. doi:
4692 10.1111/mam.12135.
- 4693 Lucherini, M., Reppucci, J. I. and Luengos Vidal, E. (2009) ‘A comparison of three methods to
4694 estimate variations in the relative abundance of mountain vizcachas (*Lagidium viscacia*) in the high
4695 andes ecosystems’, *Mastozoologia Neotropical*, 16(1).
- 4696 Mabile, G. *et al.* (2016) ‘Mortality and lamb body mass growth in free-ranging domestic sheep –
4697 environmental impacts including lethal and non-lethal impacts of predators’, *Ecography*, 39(8), pp.
4698 763–773. doi: 10.1111/ecog.01379.
- 4699 Macdonald, D. W. and Loveridge, A. J. (2010) ‘Biology and conservation of wild felids’, *Oxford*
4700 *University Press*, p. 762.
- 4701 Mackenzie, D. I. *et al.* (2006) *Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics*
4702 *of species occurrence*. 1st Editio. San Diego, CA (EUA): Elsevier.
- 4703 Mann, G. K. H. *et al.* (2019) ‘The effects of aridity on land use, biodiversity and dietary breadth in
4704 leopards’, *Mammalian Biology*. Elsevier GmbH, 98, pp. 43–51. doi:
4705 10.1016/j.mambio.2019.07.003.
- 4706 Marchini, S. (2010) ‘HUMAN DIMENSIONS OF THE CONFLICTS BETWEEN Doctor of
4707 Philosophy’.
- 4708 Marchini, S. and Macdonald, David W. (2012) ‘Predicting ranchers’ intention to kill jaguars: Case
4709 studies in Amazonia and Pantanal’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 147(1), pp. 213–221.
4710 doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.002.
- 4711 Marchini, S. and Macdonald, David W (2012) ‘Predicting ranchers’ intention to kill jaguars : Case
4712 studies in Amazonia and Pantanal’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 147(1), pp. 213–221.
4713 doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.002.
- 4714 Margalida, A., Campión, D. and Donázar, J. A. (2014) ‘Vultures vs livestock: Conservation
4715 relationships in an emerging conflict between humans and wildlife’, *Oryx*, 48(2), pp. 172–176. doi:
4716 10.1017/S0030605312000889.
- 4717 Mark Elbroch, L., Lowrey, B. and Wittmer, H. U. (2018) ‘The importance of fieldwork over

- 4718 predictive modeling in quantifying predation events of carnivores marked with GPS technology’,
4719 *Journal of Mammalogy*, 99(1), pp. 223–232. doi: 10.1093/jmammal/gyx176.
- 4720 Marker, L., Dickman, A. and Schumann, M. (2005a) ‘Using livestock guarding dogs as a conflict
4721 resolution strategy on Namibian farms’, ... *Damage Prevention News*, (January), pp. 28–32.
4722 Available at:
4723 http://www.researchgate.net/publication/242675483_Using_Livestock_Guarding_Dogs_as_a_Conflict_Resolution_Strategy_on_Namibian_Farms/file/e0b4952d437a9ce05b.pdf.
4724
- 4725 Marker, L., Dickman, A. and Schumann, M. (2005b) ‘Using Livestock Guarding Dogs as a Conflict
4726 Resolution Strategy on Namibian Farms by’, (January), pp. 28–32.
- 4727 Marker, L. L. *et al.* (2003) ‘Quantifying prey preferences of free-ranging Namibian cheetahs’, *South
4728 African Journal of Wildlife Research*, 33(April), pp. 43–53. Available at:
4729 http://reference.sabinet.co.za/webx/access/journal_archive/03794369/3393.pdf.
- 4730 Mateo-Tomás, P. *et al.* (2012) ‘Alleviating human-wildlife conflicts: Identifying the causes and
4731 mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna’, *Journal of Applied Ecology*, 49(2), pp. 376–
4732 385. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02119.x.
- 4733 McDonald, J. E. and Fuller, T. K. (2005) ‘Effects of Spring Acorn Availability on Black Bear Diet,
4734 Milk Composition, and Cub Survival’, *Journal of Mammalogy*, 86(5), pp. 1022–1028. doi:
4735 10.1644/1545-1542(2005)86[1022:eosaa]2.0.co;2.
- 4736 McFarlane, D. (1965) ‘Perinatal lamb losses. An autopsy method for the investigation of perinatal
4737 losses’, *New Zealand Veterinary Journal*, 13, pp. 116–135.
- 4738 Medel, R. G. and Jaksic, F. M. (1988) ‘Ecología de los cánidos sudamericanos: una revisión’,
4739 *Revista Chilena de Historia Natural*, 61, pp. 67–79.
- 4740 Meriggi, A. and Lovari, S. (1996) ‘A Review of Wolf Predation in Southern Europe: Does the Wolf
4741 Prefer Wild Prey to Livestock?’, *The Journal of Applied Ecology*, 33(6), p. 1561. doi:
4742 10.2307/2404794.
- 4743 Merino, M. L., Carpinetti, B. N. and Abba, A. M. (2009) ‘Invasive Mammals in the National Parks
4744 System of Argentina’, *Natural Areas Journal*, 29(1), pp. 42–49.
- 4745 Miller, D. L. *et al.* (2016) ‘Distance Sampling in R’, *bioRxiv*, p. 063891. doi: 10.1101/063891.
- 4746 Miller, J. R. B. and Schmitz, O. J. (2019) ‘Landscape of fear and human-predator coexistence:
4747 Applying spatial predator-prey interaction theory to understand and reduce carnivore-livestock
4748 conflict’, *Biological Conservation*. Elsevier, 236(December 2018), pp. 464–473. doi:
4749 10.1016/j.biocon.2019.06.009.
- 4750 Minin, E. Di *et al.* (2016) ‘Global priorities for national carnivore conservation under land use
4751 change’, *Scientific Reports*, 6(August 2015), pp. 1–9. doi: 10.1038/srep23814.
- 4752 Moberly, R. L. *et al.* (2004) ‘Modelling the costs of fox predation and preventive measures on
4753 sheep farms in Britain’, *Journal of Environmental Management*, 70(2), pp. 129–143. doi:
4754 10.1016/j.jenvman.2003.11.005.
- 4755 Montaña, D. and Kasprzyk, D. (2008) ‘Theory of reasoned action, theory of planned behaviour, and
4756 the integrated behavioral model’, in Glanz, K., Rimer, B. k., and Viswanath, K. (eds) *Health*

- 4757 *Behaviour and Health Education. Theory, Research, and Practice*. 4th edn. San Francisco, US:
4758 Jossey-Bass, Wilwy Imprint, pp. 67–96. doi: 10.1016/S0033-3506(49)81524-1.
- 4759 Morton, J. F. (2007) ‘The impact of climate change on smallholder and subsistence agriculture’,
4760 *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), pp. 19680–19685. doi:
4761 10.1073/pnas.0701855104.
- 4762 Muhly, T. B. *et al.* (2011) ‘Human activity helps prey win the predator-prey space race’, *PLoS*
4763 *ONE*, 6(3), pp. 1–8. doi: 10.1371/journal.pone.0017050.
- 4764 Murphy, K. M. and Ruth, T. K. (2010) ‘Diet and Prey Selection of a Perfect Predator’, in
4765 Hornocker, M. G. and Negri, S. (eds) *Cougar: Ecology and Conservation*. Chicago, US: The
4766 University of Chicago Press, pp. 118–137.
- 4767 Mysterud, I. and Warren, J. T. (1992) ‘Brown Bear Predation on Domestic Sheep Registered with
4768 Mortality Transmitters’, in *Ninth International Conference on Bear Research and Management*, pp.
4769 107–111.
- 4770 NASS (1991) *Sheep and Goat predator loss*.
- 4771 NASS (1995) *Sheep and Goats predator loss*.
- 4772 NASS (2000) *Sheep and Goats predator loss, National Agricultural Statics Service*. doi:
4773 10.1142/9781848160484_0007.
- 4774 Nass, R. D. (1977) ‘Mortality Associated with Sheep Operations in Idaho’, *Journal of Range*
4775 *Management*, 30(4), p. 253. doi: 10.2307/3897298.
- 4776 Niedballa, J., Courtiol, A. and Wilting, A. (2016) ‘camtrapR : An R package for efficient camera
4777 trap data management camtrapR : an R package for efficient camera trap data management’, 7, pp.
4778 1457–1462. doi: 10.1111/2041-210X.12600.
- 4779 Nilsen, E. B. *et al.* (2012) ‘Describing food habits and predation: field methods and statistical
4780 considerations’, in Boitani, L. and Powell, R. A. (eds) *Carnivore Ecology and Conservation A*
4781 *Handbook of Techniques*. Oxford, UK: Oxford University Press, pp. 256–272.
- 4782 Novaro, A. J. *et al.* (1992) ‘Pellet-count sampling based on spatial distribution : a case study of the
4783 European hare in Patagonia’, (1982), pp. 11–18.
- 4784 Novaro, A. J. (1995) ‘Sustainability of Harvest of Culpeo Foxes in Patagonia’, *Oryx*, pp. 18–22.
4785 doi: 10.1017/S0030605300020822.
- 4786 Novaro, A. J. (1997) ‘Pseudalopex culpaeus’, *Mammalian Species*, 558, pp. 1–8.
- 4787 Novaro, A. J. *et al.* (2017) ‘Manejo del conflicto entre carnívoros y ganadería en Patagonia
4788 utilizando perros mestizos protectores de ganado’, *Mastozoología neotropical*, 24(1), pp. 47–58.
- 4789 Novaro, A. J., Funes, M. C. and Jiménez, J. E. (2004) ‘Patagonian foxes: Selection for introduced
4790 prey and conservation of culpeo and chilla foxes in Patagonia’, in Macdonald, D. W. and Sillero-
4791 Zubiri, C. (eds) *Biology and conservation of wild canids*. New York, US: Oxford University Press,
4792 pp. 243–254. doi: 10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- 4793 Novaro, Andrés J., Funes, M. C. and Walker, R. S. (2005) ‘An empirical test of source-sink

- 4794 dynamics induced by hunting', *Journal of Applied Ecology*, 42(5), pp. 910–920. doi:
4795 10.1111/j.1365-2664.2005.01067.x.
- 4796 Novaro, Andrés J, Funes, M. C. and Walker, R. S. (2005) 'An empirical test of source – sink
4797 dynamics induced by hunting', (Pulliam 1988), pp. 910–920. doi: 10.1111/j.1365-
4798 2664.2005.01067.x.
- 4799 Novaro, A. J., Funes, M. C. and Walker, S. R. (2000) 'Ecological extinction of native prey of a
4800 carnivore assemblage in Argentine Patagonia', *Biological Conservation*, 92(1), pp. 25–33. doi:
4801 10.1016/S0006-3207(99)00065-8.
- 4802 Novaro, A. J., Redford, K. H. and Bodmer, R. E. (2000) 'Effect of hunting in source-sink systems
4803 in the Neotropics', *Conservation Biology*, 14(3), pp. 713–721. doi: 10.1046/j.1523-
4804 1739.2000.98452.x.
- 4805 Novaro, A. J. and Walker, S. R. (2005) 'Human-Induced Changes in the Effect of Top Carnivores
4806 on Biodiversity in the Patagonian Steppe', in Ray, J. C. et al. (eds) *Large carnivores and the
4807 conservation of biodiversity*. Washington: Island Press, 1718 Connecticut Ave., NW, Suite 300,
4808 Washington, DC 20009., pp. 268–288.
- 4809 Nugent, P. (ed. . *et al.* (2006) 'Conservación del guanaco en la Argentina Propuesta para un plan
4810 nacional de manejo', in Bolkovic, M. L. and Ramadori, D. (eds) *Manejo de Fauna Silvestre en la
4811 Argentina. Programas de uso sustentable*. Buenos Aires: Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría
4812 de Ambiente y Desarrollo Sustentable, pp. 137–149.
- 4813 Odden, J., Linnell, J. D. C. and Andersen, R. (2006) 'Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal
4814 forest of southeastern Norway: The relative importance of livestock and hares at low roe deer
4815 density', *European Journal of Wildlife Research*, 52(4), pp. 237–244. doi: 10.1007/s10344-006-
4816 0052-4.
- 4817 Odden, J., Nilsen, E. B. and Linnell, J. D. C. (2013) 'Density of Wild Prey Modulates Lynx Kill
4818 Rates on Free- Ranging Domestic Sheep', *PLoS ONE*, 8(11), pp. 1–8. doi:
4819 10.1371/journal.pone.0079261.
- 4820 Ogada, M. O. *et al.* (2003) 'Limiting Depredation by African Carnivores : the Role of Livestock
4821 Husbandry', 17(6), pp. 1521–1530.
- 4822 Ohrens, O., Bonacic, C. and Treves, A. (2019) 'Non-lethal defense of livestock against predators:
4823 flashing lights deter puma attacks in Chile', *Frontiers in Ecology and the Environment*, pp. 1–7.
4824 doi: 10.1002/fee.1952.
- 4825 Ohrens, O., Treves, A. and Bonacic, C. (2016) 'Relationship between rural depopulation and puma-
4826 human conflict in the high Andes of Chile', *Environmental Conservation*, 43(1), pp. 24–33. doi:
4827 10.1017/S0376892915000259.
- 4828 Olaechea, F. V. *et al.* (1981) 'Mortalidad perinatal en corderos en el oeste de la provincia de rio
4829 negro. ii parte', *Rev. Méd. Vet.*, 62(January 1981), pp. 128–134.
- 4830 Oliva, G. *et al.* (2019) 'Remotely-sensed primary productivity shows that domestic and native
4831 herbivores combined are overgrazing Patagonia', *Journal of Applied Ecology*, (March), pp. 1575–
4832 1584. doi: 10.1111/1365-2664.13408.

- 4833 de Oliveira, T. G. *et al.* (2010) ‘Ocelot ecology and its effect on the small-felids guilds in the
4834 lowland neotropics’, in Macdonald, D. W. and Loveridge, A. J. (eds) *Biology and conservation of*
4835 *wild felids*. New York, US: Oxford University Press, pp. 559–580.
- 4836 de Oliveira, T. G. *et al.* (2014) ‘Intraguild Predation and Interspecific Killing as Structuring Forces
4837 of Carnivore Communities in South America’, *Journal of Mammalian Evolution*, 21(4), pp. 427–
4838 436. doi: 10.1007/s10914-013-9251-4.
- 4839 Oliveira, T. G. De and Pereira, J. A. (2013) ‘Intraguild Predation and Interspecific Killing as
4840 Structuring Forces of Carnivore Communities in South America’. doi: 10.1007/s10914-013-9251-
4841 4.
- 4842 Olsson, P., Folke, C. and Berkes, F. (2004) ‘Adaptive comanagement for building resilience in
4843 social-ecological systems’, *Environmental Management*, 34(1), pp. 75–90. doi: 10.1007/s00267-
4844 003-0101-7.
- 4845 Ordiz, A. *et al.* (2011) ‘Predators or prey? Spatio-temporal discrimination of human-derived risk by
4846 brown bears’, *Oecologia*, 166(1), pp. 59–67. doi: 10.1007/s00442-011-1920-5.
- 4847 Ordiz, A. *et al.* (2012) ‘Do bears know they are being hunted?’, *Biological Conservation*, 152, pp.
4848 21–28. doi: 10.1016/j.biocon.2012.04.006.
- 4849 Ordiz, A. *et al.* (2013) ‘Lasting behavioural responses of brown bears to experimental encounters
4850 with humans’, *Journal of Applied Ecology*, 50(2), pp. 306–314. doi: 10.1111/1365-2664.12047.
- 4851 Ordiz, A., Bischof, R. and Swenson, Jon E. (2013) ‘Saving large carnivores, but losing the apex
4852 predator?’, *Biological Conservation*, 168, pp. 128–133. doi: 10.1016/j.biocon.2013.09.024.
- 4853 Ordiz, A., Bischof, R. and Swenson, Jon E (2013) ‘Saving large carnivores , but losing the apex
4854 predator ? q’, 168, pp. 128–133. doi: 10.1016/j.biocon.2013.09.024.
- 4855 Özesmi, U. and Özesmi, S. L. (2004) ‘Ecological models based on people ’ s knowledge : a multi-
4856 step fuzzy cognitive mapping approach’, 176, pp. 43–64. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2003.10.027.
- 4857 Palacios, R., Walker, R. S. and Novaro, A. J. (2012) ‘Differences in diet and trophic interactions of
4858 Patagonian carnivores between areas with mostly native or exotic prey’, *Mammalian Biology*,
4859 77(3), pp. 183–189. doi: 10.1016/j.mambio.2012.01.001.
- 4860 Palmer, B. C., Conover, M. R. and Frey, S. N. (2010) ‘Replication of a 1970s study on domestic
4861 sheep losses to predators on Utah’s summer rangelands’, *Rangeland Ecology and Management*.
4862 Elsevier, 63(6), pp. 689–695. doi: 10.2111/REM-D-09-00190.1.
- 4863 Palomares, F. and Caro, T. M. (1999) ‘Interspecific Killing among Mammalian Carnivores’, *The*
4864 *American Naturalist*, 153(5), pp. 492–508. doi: 10.1086/303189.
- 4865 Palomares, F and Caro, T. M. (1999) ‘Interspecific Killing among Mammalian Carnivores’, 153(5),
4866 pp. 492–508.
- 4867 Panthi, S. *et al.* (2017) ‘Large anthropogenic impacts on a charismatic small carnivore: Insights
4868 from distribution surveys of red panda *Ailurus fulgens* in Nepal’, *PLoS ONE*, 12(7), pp. 1–14. doi:
4869 10.1371/journal.pone.0180978.
- 4870 Pauli, J. N., Donadio, E. and Lambertucci, S. A. (2018) ‘The corrupted carnivore: how humans are

- 4871 rearranging the return of the carnivore-scavenger relationship', *Ecology*, 99(9), pp. 2122–2124. doi:
4872 10.1002/ecy.2385.
- 4873 Pedrana, J. *et al.* (2010) 'Factors influencing guanaco distribution in southern Argentine Patagonia
4874 and implications for its sustainable use', *Biodiversity and Conservation*, 19(12), pp. 3499–3512.
4875 doi: 10.1007/s10531-010-9910-1.
- 4876 Pedrana, J. *et al.* (2011) 'Primary productivity and anthropogenic disturbance as determinants of
4877 Upland Goose *Chloephaga picta* distribution in southern Patagonia', *Ibis*, 153(3), pp. 517–530. doi:
4878 10.1111/j.1474-919X.2011.01127.x.
- 4879 Pereira, J. A. *et al.* (2020) 'The last 25 years of research on terrestrial carnivore conservation in
4880 argentina', *Mastozoologia Neotropical*, 27(S1), pp. 68–77. doi: 10.31687/saremMN_SI.20.27.1.07.
- 4881 Perrig, P. L. *et al.* (2017) 'Puma predation subsidizes an obligate scavenger in the high Andes',
4882 *Journal of Applied Ecology*, 54(3), pp. 846–853. doi: 10.1111/1365-2664.12802.
- 4883 Peterson, M. N. *et al.* (2010) 'Rearticulating the myth of human – wildlife conflict', pp. 1–9. doi:
4884 10.1111/j.1755-263X.2010.00099.x.
- 4885 Pia, M. V. *et al.* (2013) 'Occurrence of top carnivores in relation to land protection status, human
4886 settlements and rock outcrops in the high mountains of central Argentina', *Journal of Arid*
4887 *Environments*. Elsevier Ltd, 91, pp. 31–37. doi: 10.1016/j.jaridenv.2012.11.004.
- 4888 Pia, M. V. (2013) 'Trophic interactions between puma and endemic culpeo fox after livestock
4889 removal in the high mountains of central Argentina', *Mammalia*, 77(3), pp. 273–283. doi:
4890 10.1515/mammalia-2012-0096.
- 4891 Pia, M. V *et al.* (2013) 'Occurrence of top carnivores in relation to land protection status , human
4892 settlements and rock outcrops in the high mountains of central Argentina', *Journal of Arid*
4893 *Environments*. Elsevier Ltd, 91, pp. 31–37. doi: 10.1016/j.jaridenv.2012.11.004.
- 4894 Pianka, E. R. (1974) 'Niche Overlap and Diffuse Competition', *Proceedings of the National*
4895 *Academy of Sciences of the United States of America*, 71(5), pp. 2141–2145.
- 4896 Pinheiro, J. *et al.* (2020) ' _nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_ . R package version
4897 3.1-145'. Available at: <https://cran.r-project.org/package=nlme%3E>.
- 4898 Polisar, J. *et al.* (2003) 'Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: Ecological
4899 interpretations of a management problem', *Biological Conservation*, 109(2), pp. 297–310. doi:
4900 10.1016/S0006-3207(02)00157-X.
- 4901 Prugh, L. R. *et al.* (2009) 'The rise of the mesopredator', *BioScience*, 59(9), pp. 779–791. doi:
4902 10.1525/bio.2009.59.9.9.
- 4903 Puig, S. *et al.* (1992) 'Estudio ecológico del roedor subterráneo *Ctenomys mendocinus* en la
4904 precordillera de Mendoza, Argentina: densidad poblacional y uso del espacio', *Revista Chilena de*
4905 *Historia Natural*, 65, pp. 247–254.
- 4906 Puig, S. *et al.* (2003) 'Distribución de densidades de guanacos (*Lama guanicoe*) en el norte de la
4907 reserva La Payunia y su área de influencia (Mendoza, Argentina)', *Multequina*, (12), pp. 37–48.
- 4908 Pyke, G. H., Pulliam, H. R. and Charnov, E. L. (1977) 'Optimal Foraging: A Selective Review of

- 4909 Theory and Tests', *The Quarterly Review of Biology*, 52(2), pp. 137–154. doi: 10.1086/409852.
- 4910 QGIS Development Team (2017) 'QGIS'. Available at: <https://www.qgis.org/>.
- 4911 R Core Team (2020) 'R: A language and environment for statistical computing'. Vienna, Austria: R
4912 Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.r-project.org/>.
- 4913 Raglus, T. I. *et al.* (2019) 'Bone marrow fat analysis as a diagnostic tool to document ante-mortem
4914 starvation', *Veterinary Journal*. Elsevier Ltd., 243, pp. 1–7. doi: 10.1016/j.tvjl.2018.11.001.
- 4915 Ray, J. C. *et al.* (2005) *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Washington: Island
4916 Press.
- 4917 Redpath, S. M., Bhatia, S. and Young, J. (2015) 'Tilting at wildlife: Reconsidering human-wildlife
4918 conflict', *Oryx*, 49(2), pp. 222–225. doi: 10.1017/S0030605314000799.
- 4919 Refshauge, G. *et al.* (2016) 'Neonatal lamb mortality: Factors associated with the death of
4920 Australian lambs', *Animal Production Science*, 56(4), pp. 726–735. doi: 10.1071/AN15121.
- 4921 Reynolds, J. C. and Aebischer, N. J. (1991) 'Comparison and quantification of carnivore diet by
4922 faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*',
4923 *Mammal Review*, 21(3), pp. 97–122. doi: 10.1111/j.1365-2907.1991.tb00113.x.
- 4924 Rigg, R., Findo, S., Wechselberger, M., Gorman, M. L., Sillero-Zubiri, C. and MacDonald, D. W.
4925 (2011) 'Mitigating carnivore-livestock conflict in Europe: Lessons from Slovakia', *Oryx*, 45(2), pp.
4926 272–280. doi: 10.1017/S0030605310000074.
- 4927 Rigg, R., Findo, S., Wechselberger, M., Gorman, M. L., Sillero-Zubiri, C., Macdonald, D. W., *et al.*
4928 (2011) 'Mitigating carnivore-livestock conflict in Europe: Lessons from Slovakia', *Oryx*, 45(2), pp.
4929 272–280. doi: 10.1017/S0030605310000074.
- 4930 Riginos, C. *et al.* (2012) 'Lessons on the relationship between livestock husbandry and biodiversity
4931 from the Kenya Long-term Exclosure Experiment (KLEE)', *Pastoralism*. Pastoralism: Research,
4932 Policy and Practice, 2(1), p. 1. doi: 10.1186/2041-7136-2-10.
- 4933 Riley, S. J., DeGloria, S. D. and Elliot, R. (1999) 'A terrain ruggedness index that quantifies
4934 topographic heterogeneity', *Intermountain Journal of Sciences*, 5(1–4), pp. 23–27.
- 4935 Ripple, William J. *et al.* (2014) 'Status and ecological effects of the world's largest carnivores',
4936 *Science*, 343(6167). doi: 10.1126/science.1241484.
- 4937 Ripple, William J *et al.* (2014) 'Status and Ecological Effects of the World ' s Largest Carnivores',
4938 343(January). doi: 10.1126/science.1241484.
- 4939 Ripple, W. J. and Beschta, R. L. (2006) 'Linking a cougar decline, trophic cascade, and catastrophic
4940 regime shift in Zion National Park', *Biological Conservation*, 133(4), pp. 397–408. doi:
4941 10.1016/j.biocon.2006.07.002.
- 4942 Ritchie, E. G. and Johnson, C. N. (2009) 'Predator interactions, mesopredator release and
4943 biodiversity conservation', *Ecology Letters*, 12(9), pp. 982–998. doi: 10.1111/j.1461-
4944 0248.2009.01347.x.
- 4945 Robinson, H. S. *et al.* (2013) 'Population SINK POPULATIONS IN CARNIVORE

- 4946 MANAGEMENT : COUGAR', 18(4), pp. 1028–1037.
- 4947 Robles, C. A. and Uzal, F. A. (1991) *Guía práctica de necropsia en ovinos y caprinos*. 1ra edn.
4948 Buenos Aires: Editorial Hemisferio Sur.
- 4949 Romañach, S. S., Lindsey, P. A. and Woodroffe, R. (2007) 'Determinants of attitudes towards
4950 predators in central Kenya and suggestions for increasing tolerance in livestock dominated
4951 landscapes', *Oryx*, 41(2), pp. 185–195. doi: 10.1017/S0030605307001779.
- 4952 Rostro-García, S. *et al.* (2016) 'Scale dependence of felid predation risk: identifying predictors of
4953 livestock kills by tiger and leopard in Bhutan', *Landscape Ecology*, 31(6), pp. 1277–1298. doi:
4954 10.1007/s10980-015-0335-9.
- 4955 Rota, C. T. *et al.* (2016) 'A multispecies occupancy model for two or more interacting species',
4956 *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10), pp. 1164–1173. doi: 10.1111/2041-210X.12587.
- 4957 Rowcliffe, J. M. *et al.* (2008) 'Estimating animal density using camera traps without the need for
4958 individual recognition', *Journal of Applied Ecology*, 45, pp. 1228–1236. doi: 10.1111/j.1365-
4959 2664.2008.0.
- 4960 Ruth, T. K. and Murphy, K. M. (2010) 'Cougar-prey relationships', in Hornocker, M. G. and Negri,
4961 S. (eds) *Cougar: Ecology and Conservation*. Chicago, US: The University of Chicago Press, pp.
4962 138–162.
- 4963 Sacks, B. N. *et al.* (2007) 'TERRITORIALITY AND BREEDING STATUS OF COYOTES
4964 RELATIVE TO SHEEP PREDATION', 63(2), pp. 593–605.
- 4965 Sapkota, S. *et al.* (2014) 'Economic Analysis of Electric Fencing for Mitigating Human-wildlife
4966 Conflict in Nepal', *Journal of Resources and Ecology*, 5(3), pp. 237–243. doi: 10.5814/j.issn.1674-
4967 764x.2014.03.006.
- 4968 Sarasola, J. H. *et al.* (2016) 'Hypercarnivorous apex predator could provide ecosystem services by
4969 dispersing seeds', *Scientific Reports*. Nature Publishing Group, 6, pp. 1–6. doi: 10.1038/srep19647.
- 4970 SENASA (2018) *Anuario estadístico 2017 - Centro Regional Patagonia Norte.*, *Journal of*
4971 *Chemical Information and Modeling*. Argentina. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.
- 4972 Shanin, T. (1973) 'The nature and logic of the peasant economy 1: A Generalisation', *The Journal*
4973 *of Peasant Studies*. Routledge, 1(1), pp. 63–80. doi: 10.1080/03066157308437872.
- 4974 Sharma, R. K. *et al.* (2015) 'Does livestock benefit or harm snow leopards?', *Biological*
4975 *Conservation*. Elsevier Ltd, 190, pp. 8–13. doi: 10.1016/j.biocon.2015.04.026.
- 4976 Sharma, R. K., Bhatnagar, Y. V. and Mishra, C. (2015) 'Does livestock benefit or harm snow
4977 leopards?', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 190, pp. 8–13. doi:
4978 10.1016/j.biocon.2015.04.026.
- 4979 Shaw, H. *et al.* (2007) 'Puma field guide', *The Cougar Network Disponible en www. ...*, p. 129.
4980 Available at:
4981 <http://www.cougarnet.org/Assets/pumafieldguide.pdf>
4982 [http://scholar.google.com/scholar?hl=en
&btnG=Search&q=intitle:Puma+Field+Guide#0](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Puma+Field+Guide#0)
4983 [http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btn
G=Search&q=intitle:Puma+field+guide#0](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Puma+field+guide#0).

- 4984 Shehzad, W. *et al.* (2015) 'Forest without prey: Livestock sustain a leopard *Panthera pardus*
4985 population in Pakistan', *Oryx*, 49(2), pp. 248–253. doi: 10.1017/S0030605313001026.
- 4986 Siffredi, G. L. *et al.* (2015) *Guía para la Evaluación de Pastizales*. Bariloche: Ediciones INTA.
- 4987 Smith, J. A. *et al.* (2017) 'Fear of the human "super predator" reduces feeding time in large
4988 carnivores', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1857). doi:
4989 10.1098/rspb.2017.0433.
- 4990 Smith, J. A., Wang, Y. and Wilmers, C. C. (2015) 'Top carnivores increase their kill rates on prey
4991 as a response to human-induced fear', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*,
4992 282(1802). doi: 10.1098/rspb.2014.2711.
- 4993 Steinfeld, H. (2006) 'Livestock's long shadow', *FAO. Roma, Italia.*, (1), p. 390. doi: 10.1890/1540-
4994 9295(2007)5[4:D]2.0.CO;2.
- 4995 Sunquist, M. E. and Sunquist, F. (1989) 'Ecological constraints on predation by large felids', in
4996 Gittleman, J. L. (ed.) *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*. Springer, pp. 283–301.
- 4997 Sweanor, L. L. *et al.* (2008) 'Puma and Human Spatial and Temporal Use of a Popular California
4998 State Park', *Journal of Wildlife Management*, 72(5), pp. 1076–1084. doi: 10.2193/2007-024.
- 4999 Tabeni, S. and Ojeda, R. A. (2003) 'Assessing mammal responses to perturbations in temperate
5000 aridlands of Argentina', 55, pp. 715–726. doi: 10.1016/S0140-1963(02)00314-2.
- 5001 Tabeni, S. and Ojeda, R. A. (2005) 'Ecology of the Monte Desert small mammals in disturbed and
5002 undisturbed habitats', 63, pp. 244–255. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.03.009.
- 5003 Taylor, P. *et al.* (2012) 'Zoology and Ecology Genetic identification of carnivore scat : implication
5004 of dietary information for human – carnivore conflict in the Annapurna Conservation Area , Nepal',
5005 (January 2015), pp. 37–41. doi: 10.1080/21658005.2012.744864.
- 5006 Taylor, R. G., Workman, J. P. and Bowns, J. E. (1979) 'The Economics of Sheep Predation in
5007 Southwestern Utah', *Journal of Range Management*, 32(4), p. 317. doi: 10.2307/3897840.
- 5008 Travaini, Alejandro *et al.* (2000) 'PERCEPCIÓN Y ACTITUD HUMANAS HACIA LA
5009 PREDACIÓN DE GANADO OVINO POR EL ZORRO COLORADO (*Pseudalopex culpaeus*)
5010 EN SANTA CRUZ , PATAGONIA ARGENTINA LA PREDACIÓN DE GANADO OVINO POR
5011 EL ZORRO COLORADO (*Pseudalopex culpaeus*) EN SANTA CRUZ , PATAGONIA
5012 ARGENT', 7(2), pp. 117–129.
- 5013 Travaini, A *et al.* (2000) 'PERCEPCIÓN Y ACTITUD HUMANAS HACIA LA PREDACIÓN DE
5014 GANADO OVINO POR EL ZORRO COLORADO (*Pseudalopex culpaeus*) EN SANTA CRUZ ,
5015 PATAGONIA ARGENTINA', *Journal of neotropical mammalia*, 7(2), pp. 117–129. doi: ISSN
5016 0327-9383.
- 5017 Travaini, A. *et al.* (2010) 'A monitoring program for Patagonian foxes based on power analysis To
5018 cite this version : HAL Id : hal-00535264 A monitoring program for Patagonian foxes based on
5019 power analysis'. doi: 10.1007/s10344-009-0337-5.
- 5020 Travaini, A. *et al.* (2015) 'Guanaco abundance and monitoring in southern patagonia: Distance
5021 sampling reveals substantially greater numbers than previously reported', *Zoological Studies*,
5022 54(JAN). doi: 10.1186/s40555-014-0097-0.

- 5023 Treves, A. *et al.* (2004) ‘Predicting Human-Carnivore Conflict: a Spatial Model Derived from 25
5024 Years of Data on Wolf Predation on Livestock’, *Conservation Biology*, 18(1), pp. 114–125. doi:
5025 10.1111/j.1523-1739.2004.00189.x.
- 5026 Treves, A. *et al.* (2006) ‘Co-managing human–wildlife conflicts: A review’, *Human Dimensions of*
5027 *Wildlife*, 11(6), pp. 383–396. doi: 10.1080/10871200600984265.
- 5028 Treves, A. and Karanth, K. U. (2003) ‘Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore
5029 Management Worldwide’, 17(6), pp. 1491–1499.
- 5030 Treves, A., Kropfel, M. and Mcmanus, J. (2015) ‘Predator control should not be a shot in the dark’.
5031 doi: 10.1002/fee.1312.
- 5032 Treves, A., Kropfel, M. and Mcmanus, J. (2016) ‘Predator control should not be a shot in the dark’,
5033 *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(7), pp. 380–388. doi: 10.1002/fee.1312.
- 5034 Treves, A., Wallace, R. B. and White, S. (2009) ‘Participatory planning of interventions to mitigate
5035 human-wildlife conflicts’, *Conservation Biology*, 23(6), pp. 1577–1587. doi: 10.1111/j.1523-
5036 1739.2009.01242.x.
- 5037 Tschardtke, T. *et al.* (2012) ‘Global food security, biodiversity conservation and the future of
5038 agricultural intensification’, *Biological Conservation*, 151(1), pp. 53–59. doi:
5039 10.1016/j.biocon.2012.01.068.
- 5040 Van Valkenburgh, B. (1989) ‘Carnivore Dental Adaptations and Diet: A Study of Trophic Diversity
5041 within Guilds’, in Gittleman, J. L. (ed.) *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*. Springer, pp.
5042 410–436.
- 5043 Del Valle, H. F. *et al.* (1998) ‘Status of desertification in the Patagonian region: Assessment and
5044 mapping from satellite imagery’, *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 12(2), pp. 95–121. doi:
5045 10.1080/15324989809381502.
- 5046 Vanak, A. T. *et al.* (2014) ‘Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric
5047 carnivores’, in Oxford University Press (ed.) *Free-ranging dogs & wildlife conservation*. Oxford,
5048 UK, pp. 69–93.
- 5049 Vanclay, F. *et al.* (2006) ‘The social and intellectual construction of farming styles: Testing Dutch
5050 ideas in Australian agriculture’, *Sociologia Ruralis*, 46(1), pp. 61–82. doi: 10.1111/j.1467-
5051 9523.2006.00404.x.
- 5052 Veblen, K. E. and Young, T. P. (2010) ‘Contrasting effects of cattle and wildlife on the vegetation
5053 development of a savanna landscape mosaic’, pp. 993–1001. doi: 10.1111/j.1365-
5054 2745.2010.01705.x.
- 5055 Villagra, E. S. (2002) *Fencing and sheltering increases the number of marketable lambs in northern*
5056 *Patagonia, Argentina*. Georg-August University, Göttingen, Germany.
- 5057 Villagra, E. S. *et al.* (2015) ‘Productive and income contributions of sheep, goat, and cattle, and
5058 different diversification schemes in smallholder production systems of Northern Patagonia,
5059 Argentina’, *Tropical Animal Health and Production*, 47(7), pp. 1373–1380. doi: 10.1007/s11250-
5060 015-0873-9.
- 5061 Vos, J. (2000) ‘Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus*

- 5062 signatus) in the north of Portugal', *Journal of Zoology*, 251(4), pp. 457–462. doi:
5063 10.1017/S0952836900008050.
- 5064 Walker, R. S. *et al.* (2000) 'Abundancia De Poblaciones De Mamíferos', *Smithsonian*, 7(2), pp. 73–
5065 80.
- 5066 Walker, R. S. *et al.* (2007) 'Diets of Three Species of Andean Carnivores in High-Altitude Deserts
5067 of Argentina', *Journal of Mammalogy*, 88(2), pp. 519–525. doi: 10.1644/06-mamm-a-172r.1.
- 5068 Walker, R. S., Novaro, A. J. and Branch, L. C. (2007) 'Functional connectivity defined through
5069 cost-distance and genetic analyses: A case study for the rock-dwelling mountain vizcacha
5070 (*Lagidium viscacia*) in Patagonia, Argentina', *Landscape Ecology*, 22(9), pp. 1303–1314. doi:
5071 10.1007/s10980-007-9118-2.
- 5072 Walker, S. *et al.* (2000) 'EVALUATION OF A FECAL-PELLET INDEX OF ABUNDANCE FOR
5073 MOUNTAIN VIZCACHAS (*Lagidium viscacia*) IN PATAGONIA', *Mastozoología Neotropical*,
5074 7(2), pp. 293–300.
- 5075 Walker, S. R. *et al.* (2000) 'Habitat use by mountain vizcachas (*Lagidium viscacia* Molina, 1782) in
5076 the Patagonian steppe', *Mammalian Biology*, 65, pp. 293–300.
- 5077 Walker, S. R. and Novaro, A. J. (2010) 'The World's Southernmost Pumas in Patagonia and the
5078 Southern Andes', in Hornocker, M. G. and Negri, S. (eds) *Cougar: Ecology and Conservation*.
5079 Chicago, US: The University of Chicago Press, pp. 91–100.
- 5080 Wang, Y., Allen, M. L. and Wilmers, C. C. (2015) 'Mesopredator spatial and temporal responses to
5081 large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California', *Biological
5082 Conservation*. Elsevier Ltd, 190, pp. 23–33. doi: 10.1016/j.biocon.2015.05.007.
- 5083 Wang, Y., Smith, J. A. and Wilmers, C. C. (2017) 'Residential development alters behavior,
5084 movement, and energetics in an apex predator, the puma', *PLoS ONE*, 12(10), pp. 1–17. doi:
5085 10.1371/journal.pone.0184687.
- 5086 Warren, J. T. and Myrnerud, I. (1995) 'Mortality of domestic sheep in free-ranging flocks in
5087 southeastern Norway.', *Journal of animal science*, 73(4), pp. 1012–1018. doi:
5088 10.2527/1995.7341012x.
- 5089 Warren, J. T., Myrnerud, I. and Lynnebakken, T. (2001) 'Mortality of lambs in free-ranging
5090 domestic sheep (*Ovis aries*) in northern Norway', *Journal of Zoology*, 254(2), pp. 195–202. doi:
5091 10.1017/S095283690100070X.
- 5092 Wasiolka, B. and Blaum, N. (2011) 'Comparing biodiversity between protected savanna and
5093 adjacent non-protected farmland in the southern Kalahari', *Journal of Arid Environments*. Elsevier
5094 Ltd, 75(9), pp. 836–841. doi: 10.1016/j.jaridenv.2011.04.011.
- 5095 Wasserman, S. and Faust, K. (1994) *Social network analysis: Methods and applications*. Vol. 8.
5096 Cambridge University Press.
- 5097 Wearn, O. R. and Glover-kapfer, P. (2017) *Camera-trapping for conservation: a guide to best-
5098 practices*. WWF Conser. Londres, UK: WWF.
- 5099 White, R. M. *et al.* (2009) 'Developing an integrated conceptual framework to understand
5100 biodiversity conflicts', *Land Use Policy*, 26(2), pp. 242–253. doi:

- 5101 10.1016/j.landusepol.2008.03.005.
- 5102 White, R., Murray, S. and Rohweder, M. (2000) *Research Watch: Grassland ecosystems,*
5103 *Environmental Science & Technology*. doi: 10.1021/es0032881.
- 5104 Wilkinson, C. E. *et al.* (2020) ‘An ecological framework for contextualizing carnivore–livestock
5105 conflict’, *Conservation Biology*, 34(4), pp. 854–867. doi: 10.1111/cobi.13469.
- 5106 Wilson, T. *et al.* (2012) ‘Short- and long-term evacuation of people and livestock during a volcanic
5107 crisis: Lessons from the 1991 eruption of Volcán Hudson, Chile’, *Journal of Applied Volcanology*,
5108 1(1). doi: 10.1186/2191-5040-1-2.
- 5109 Woodroffe, R. (2000) ‘Predators and people: Using human densities to interpret declines of large
5110 carnivores’, *Animal Conservation*, 3(2), pp. 165–173. doi: 10.1017/S136794300000086X.
- 5111 Woodroffe, R. *et al.* (2007) ‘Livestock husbandry as a tool for carnivore conservation in Africa’s
5112 community rangelands: A case-control study’, *Biodiversity and Conservation*, 16(4), pp. 1245–
5113 1260. doi: 10.1007/s10531-006-9124-8.
- 5114 Wright, B. E. (2010) ‘Use of chi-square tests to analyze scat-derived diet composition data’, *Marine*
5115 *Mammal Science*, 26(2), pp. 395–401. doi: 10.1111/j.1748-7692.2009.00308.x.
- 5116 Young, J. K. *et al.* (2011) ‘Is Wildlife Going to the Dogs? Impacts of Feral and Free-roaming Dogs
5117 on Wildlife Populations’, *BioScience*, 61(2), pp. 125–132. doi: 10.1525/bio.2011.61.2.7.
- 5118 Young, J., Kinka, D. and Young, J. K. (2019) ‘Evaluating Domestic Sheep Survival with Different
5119 Breeds of Livestock Guardian Dogs Rangeland Ecology & Management Evaluating Domestic
5120 Sheep Survival with Different Breeds of Livestock Guardian Dogs ☆’, *Rangeland Ecology &*
5121 *Management*. Elsevier Inc., (September). doi: 10.1016/j.rama.2019.07.002.
- 5122 Young, T. P. *et al.* (2018) ‘Relationships Between Cattle and Biodiversity in Multiuse Landscape
5123 Revealed by Kenya Long-Term Exclosure Experiment’, *Rangeland Ecology and Management*.
5124 Elsevier Inc., 71(3), pp. 281–291. doi: 10.1016/j.rama.2018.01.005.
- 5125 Zanón Martínez, J. I., Procopio, D., *et al.* (2012) ‘The ecological role of native and introduced
5126 species in the diet of the puma *Puma concolor* in southern Patagonia’, *Oryx*, 46(1), pp. 106–111.
5127 doi: 10.1017/S0030605310001821.
- 5128 Zanón Martínez, J. I., Travaini, A., *et al.* (2012) ‘The ecological role of native and introduced
5129 species in the diet of the puma *Puma concolor* in southern Patagonia’, *Oryx*, 46(1), pp. 106–111.
5130 doi: 10.1017/S0030605310001821.
- 5131 Zanón Martínez, J. I. *et al.* (2016) ‘A native top predator relies on exotic prey inside a protected
5132 area: The puma and the introduced ungulates in Central Argentina’, *Journal of Arid Environments*,
5133 134(July), pp. 17–20. doi: 10.1016/j.jaridenv.2016.06.015.
- 5134 Zarco-González, M. M. and Monroy-Vilchis, O. (2014) ‘Effectiveness of low-cost deterrents in
5135 decreasing livestock predation by felids: A case in Central Mexico’, *Animal Conservation*, 17(4),
5136 pp. 371–378. doi: 10.1111/acv.12104.
- 5137 Zuur, A. F. *et al.* (2009) *Statistics for Biology and Health., The Quarterly Review of Biology.*
5138 Londres: Springer. doi: 10.1086/648138.

5139

5140 *Paper de respaldo*

5141

5142

5143

5144

5145

5146

5147

5148

5149

5150

5151

5152

5153

5154

5155

5156

5157

5158

5159
5160

ANEXO 1: Detalle del número de capturas, abundancia, desvío estándar (SD), intervalos de confianza del 95% (IC 95%) y densidad estimadas.

	Estación	Grilla	Individuos capturados	Total de capturas	Abundancia	SD	IC 95 %	Densidad ind/km ²
El Cóndor	verano 2017	I	3	3	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
		II	10	13	11,76	1,78	10,34 - 19,15	1553,56
	invierno 2017	I*	1	1	1,00			132,10
		II	3	3	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
	verano 2018	I	6	10	6,83	1,36	6,09 - 13,77	902,85
		II	3	3	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
Las Bayas	verano 2017	I*	0	0	0,00			0,00
		II*	0	0	0,00			0,00
	invierno 2017	I*	0	0	0,00			0,00
		II*	0	0	0,00			0,00
	verano 2018	I*	2	3	2,00			264,20
		II*	2	2	2,00			264,20
La Garaia	verano 2017	I*	0	0	0,00			0,00
		II*	0	0	0,00			0,00
	invierno 2017	I*	2	3	2,00			264,20
		II	3	6	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
	verano 2018	I*	1	1	1,00			132,10
		II	3	5	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
La Pastora	verano 2017	I*	2	2	2,00			264,20
		II	3	3	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
	invierno 2017	I*	1	3	1,00			132,10
		II*	0	0	0,00			0,00
	verano 2018	I	3	3	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
		II	5	8	5,60	1,24	5,05 - 12,50	739,79
Pilcanieú	verano 2017	I*	0	0	0,00			0,00
		II*	0	0	0,00			0,00
	invierno 2017	I*	1	1	1,00			132,10
		II*	0	0	0,00			0,00
	verano 2018	I	4	5	4,36	1,11	4,02 - 11,25	576,39
		II	3	4	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
San Ramón	verano 2017	I*	2	2	2,00			264,20
		II*	2	2	2,00			264,20
	invierno 2017	I*	1	1	1,00			132,10
		II	3	4	2,00	0,00	2,00 - 2,00	264,20
	verano 2018	I	6	10	6,83	1,36	6,09 - 13,77	902,85
		II	3	3	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
PAF	verano 2017	I	9	19	10,53	1,68	9,27 - 17,78	1391,02
		II	5	12	5,60	1,24	5,05 - 12,50	739,79
		III*	2	3	2,00			264,20
		IV*	2	3	2,00			264,20
	verano 2018	I	3	3	3,12	0,96	3,00 - 9,61	412,37
		II	5	11	5,60	1,24	5,05 - 12,50	739,79
		III*	0	0	0,00		0,00	
		IV*	0	0	0,00		0,00	

5161 (*) Grillas en las que se aplicó el MNI para la estimación de abundancia

5162

ANEXO 2: Modelos lineales mixtos ajustados a la BTHS.

5163

Tabla I: *Ranking* de modelos lineales mixtos ajustados a la BTHS.

	VARIABLES PREDICTIVAS	gl	BIC
modelo 2	<i>ndvi</i>	13	378,879
modelo 3	<i>ndvi, sup</i>	15	385,810
modelo 4	<i>ndvi, dens_ud</i>	15	385,810
modelo 5	<i>ndvi, pmall</i>	15	385,810
modelo 6	<i>ndvi, cganad</i>	15	385,810
modelo 7	<i>ndvi, dist_cu</i>	15	385,810
modelo 10	<i>ndvi, dens_ud, dist_cu</i>	18	396,207
modelo 8	<i>ndvi, sup, dens_ud, pmall</i>	22	410,070
modelo 9	<i>ndvi, cganad, dens_ud, pmall</i>	22	410,070
modelo 1	<i>modelo lineal simple</i>	12	511,820

5164

Tabla II: Coeficientes de los efectos fijos de los sitios, estaciones y NDVI estimados por el modelo 2.

	Estimado	Error Estándar	Valor <i>t</i>
(Intercepto)	968,632	403,485	2,401
el condor	450,560	695,810	0,648
la garaia	45,453	511,886	0,089
la pastora	-116,036	513,392	-0,226
las bayas	-209,778	524,824	-0,400
pilcanieú	16,475	511,162	0,032
san ramon	455,772	648,518	0,703
ndvi	84,473	234,127	0,361
invierno	-755,632	358,926	-2,105
primavera	-353,028	280,824	-1,257
verano	-605,926	215,061	-2,817

5165

5166

5167

5168

5169

5170

5171

5172

5173

5174

Tabla III: Contrastes de Tukey entre la BTHS de cada sitio estimada por el modelo 2.

Contraste	Estimado	EE	z	valor Pr(> z)
el condor - paf == 0	450.560	695.810	0.648	1
la garaia - paf == 0	45.453	511.886	0.089	1
la pastora - paf == 0	-116.036	513.392	-0.226	1
las bayas - paf == 0	-209.778	524.824	-0.400	1
pilcanieu - paf == 0	16.475	511.162	0.032	1
san ramon - paf == 0	455.772	648.518	0.703	1
la garaia - el condor == 0	-405.107	669.905	-0.605	1
la pastora - el condor == 0	-566.596	723.721	-0.783	1
las bayas - el condor == 0	-660.339	713.959	-0.925	1
pilcanieu - el condor == 0	-434.085	698.051	-0.622	1
san ramon - el condor == 0	5.212	514.976	0.010	1
la pastora - la garaia == 0	-161.489	504.475	-0.320	1
las bayas - la garaia == 0	-255.232	513.255	-0.497	1
pilcanieu - la garaia == 0	-28.978	500.000	-0.058	1
san ramon - la garaia == 0	410.319	620.203	0.662	1
las bayas - la pastora == 0	-93.742	511.446	-0.183	1
pilcanieu - la pastora == 0	132.511	499.569	0.265	1
san ramon - la pastora == 0	571.808	670.473	0.853	1
pilcanieu - las bayas == 0	226.254	510.759	0.443	1
san ramon - las bayas == 0	665.551	661.670	1.006	1
san ramon - pilcanieu == 0	439.297	646.335	0.680	1

5175

** p <0,05; *** p <0,01; **** p <<0,01

5176

5177

Tabla IV: Contrastes de Tukey entre la BTHS de cada estación estimada por el modelo 2.

Contraste	Estimado	EE	z	valor Pr(> z)
invierno - otoño == 0	-755.6	358.9	-2.105	0.176
primavera - otoño == 0	-353.0	280.8	-1.257	0.835
verano - otoño == 0	-605.9	215.1	-2.817	0.029 *
primavera - invierno == 0	402.6	412.1	0.977	0.963
verano - invierno == 0	149.7	326.8	0.458	0.963
verano - primavera == 0	-252.9	254.9	-0.992	0.963

5178

** p <0,05; *** p <0,01; **** p <<0,01

5179

5180

5181

5182

ANEXO 3: Modelos lineales generalizados ajustados a la BGHS.

5183

Tabla I: *Ranking* de modelos lineales generalizados ajustados a la BGHS.

	Variables predictivas	<i>gl</i>	BIC
modelo 1	<i>modelo lineal simple</i>	12	250,855
modelo 2	<i>ndvi</i>	13	256,556
modelo 7	<i>ndvi, dist_cu</i>	15	263,487
modelo 5	<i>ndvi, pmall</i>	15	263,487
modelo 4	<i>ndvi, dens_ud</i>	15	263,487
modelo 3	<i>ndvi, sup</i>	15	263,487
modelo 6	<i>ndvi, cganad</i>	15	263,487
modelo 10	<i>ndvi, dens_ud, dist_cu</i>	18	301,008
modelo 8	<i>ndvi, sup, dens_ud, pmall</i>	22	314,871
modelo 9	<i>ndvi, cganad, dens_ud, pmall</i>	22	314,871

5184

5185

Tabla II: Coeficientes de los efectos fijos de los sitios, estaciones y NDVI estimados por el modelo 2.

	Estimado	Error Estándar	Valor <i>t</i>
(Intercepto)	0,013	1,632	-8,857
el condor	6423,119	2,345	10,287
la garaia	227,945	1,711	10,109
la pastora	6727,931	1,627	18,112
las bayas	3080,906	1,695	15,223
pilcanieu	14205,531	1,610	20,070
san ramon	9043,443	2,167	11,778
ndvi	0,639	1,406	-1,313
invierno	0,247	1,791	-2,399
primavera	0,442	1,635	-1,662
verano	0,752	1,495	-0,707

5186

5187

5188

5189

5190

5191

5192

5193

5194

5195

5196

Tabla III: Contrastes de Tukey entre la BGHS de cada sitio estimada por el modelo 2.

Contraste	Estimado	EE	z	valor Pr(> z)
el condor - paf == 0	8.76766	0.85233	10.287	< 2e-16 ***
la garaia - paf == 0	5.42910	0.53708	10.109	< 2e-16 ***
la pastora - paf == 0	8.81402	0.48664	18.112	< 2e-16 ***
las bayas - paf == 0	8.03298	0.52769	15.223	< 2e-16 ***
pilcanieu - paf == 0	9.56139	0.47641	20.070	< 2e-16 ***
san ramon - paf == 0	9.10980	0.77344	11.778	< 2e-16 ***
la garaia - el condor == 0	-3.33856	0.80813	-4.131	0.000397 ***
la pastora - el condor == 0	0.04636	0.90470	0.051	1.000000
las bayas - el condor == 0	-0.73468	0.87657	-0.838	1.000000
pilcanieu - el condor == 0	0.79373	0.84289	0.942	1.000000
san ramon - el condor == 0	0.34214	0.50254	0.681	1.000000
la pastora - la garaia == 0	3.38492	0.55612	6.087	1.61e-08 ***
las bayas - la garaia == 0	2.60388	0.54959	4.738	2.59e-05 ***
pilcanieu - la garaia == 0	4.13228	0.51732	7.988	2.00e-14 ***
san ramon - la garaia == 0	3.68069	0.73390	5.015	6.88e-06 ***
las bayas - la pastora == 0	-0.78104	0.49199	-1.588	0.899138
pilcanieu - la pastora == 0	0.74736	0.45334	1.649	0.893124
san ramon - la pastora == 0	0.29577	0.81061	0.365	1.000000
pilcanieu - las bayas == 0	1.52841	0.48730	3.136	0.017099 *
san ramon - las bayas == 0	1.07682	0.77048	1.398	1.000000
san ramon - pilcanieu == 0	-0.45159	0.75411	-0.599	1.000000

5197

*** p <0,05; ** p <0,01; **** p <<0,01

5198

Tabla IV: Contrastes de Tukey entre la BGHS de cada estación estimada por el modelo 2.

Contraste	Estimado	EE	z	valor Pr(> z)
invierno - otoño == 0	-1.3983	0.5828	-2.399	0.0986 .
primavera - otoño == 0	-0.8172	0.4917	-1.662	0.3860
verano - otoño == 0	-0.2846	0.4024	-0.707	0.7342
primavera - invierno == 0	0.5811	0.6443	0.902	0.7342
verano - invierno == 0	1.1138	0.5015	2.221	0.1318
verano - primavera == 0	0.5326	0.4024	1.324	0.5568

5199

*** p <0,05; ** p <0,01; **** p <<0,01

5200

5201

5202

5203

ANEXO 4: Modelos lineales mixtos ajustados a la BPHS.

5204

Tabla I: *Ranking* de modelos lineales mixtos ajustados a la BGHS.

	VARIABLES PREDICTIVAS	gl	BIC
modelo 2	<i>ndvi</i>	13	378,530
modelo 3	<i>ndvi, sup</i>	15	385,461
modelo 4	<i>ndvi, dens_ud</i>	15	385,461
modelo 5	<i>ndvi, pmall</i>	15	385,461
modelo 6	<i>ndvi, cganad</i>	15	385,461
modelo 7	<i>ndvi, dist_cu</i>	15	385,461
modelo 10	<i>ndvi, dens_ud, dist_cu</i>	18	395,858
modelo 8	<i>ndvi, sup, dens_ud, pmall</i>	22	409,721
modelo 9	<i>ndvi, cganad, dens_ud, pmall</i>	22	409,721
modelo 1	<i>modelo lineal simple</i>	12	511,288

5205

5206

Tabla II: Coeficientes de los efectos fijos de los sitios, estaciones y NDVI estimados por el modelo 2.

	Estimado	Error Estándar	Valor <i>t</i>
(Intercepto)	997,988	408,904	2,441
el condor	338,677	700,244	0,484
la garaia	30,129	521,421	0,058
la pastora	-189,475	522,876	-0,362
las bayas	-238,696	533,921	-0,447
pilcanieu	-143,934	520,723	-0,276
san ramon	339,232	654,075	0,519
ndvi	127,436	232,188	0,549
invierno	-698,105	355,954	-1,961
primavera	-343,087	278,499	-1,232
verano	-643,498	213,280	-3,017

5207

5208

5209

5210

5211

5212

5213

5214

5215

Tabla III: Contrastes de Tukey entre la BPHS de cada sitio estimada por el modelo 2.

Contraste	Estimado	EE	z	valor Pr(> z)
e1 condor - paf == 0	338.6769	700.2440	0.484	1
la garaia - paf == 0	30.1293	521.4210	0.058	1
la pastora - paf == 0	-189.4750	522.8757	-0.362	1
las bayas - paf == 0	-238.6957	533.9209	-0.447	1
pilcanieu - paf == 0	-143.9338	520.7227	-0.276	1
san ramon - paf == 0	339.2324	654.0751	0.519	1
la garaia - e1 condor == 0	-308.5475	674.9412	-0.457	1
la pastora - e1 condor == 0	-528.1519	727.5360	-0.726	1
las bayas - e1 condor == 0	-577.3725	717.9869	-0.804	1
pilcanieu - e1 condor == 0	-482.6106	702.4343	-0.687	1
san ramon - e1 condor == 0	0.5555	524.4057	0.001	1
la pastora - la garaia == 0	-219.6044	514.2683	-0.427	1
las bayas - la garaia == 0	-268.8250	522.7432	-0.514	1
pilcanieu - la garaia == 0	-174.0631	509.9523	-0.341	1
san ramon - la garaia == 0	309.1030	626.4842	0.493	1
las bayas - la pastora == 0	-49.2206	520.9964	-0.094	1
pilcanieu - la pastora == 0	45.5413	509.5367	0.089	1
san ramon - la pastora == 0	528.7074	675.4956	0.783	1
pilcanieu - las bayas == 0	94.7619	520.3336	0.182	1
san ramon - las bayas == 0	577.9280	666.9046	0.867	1
san ramon - pilcanieu == 0	483.1661	651.9466	0.741	1

5216

"*" p <0,05; "***" p <0,01; "****" p <<0,01

5217

Tabla IV: Contrastes de Tukey entre la BPHS de cada estación estimada por el modelo 2.

Contraste	Estimado	EE	z	valor Pr(> z)
invierno - otoño == 0	-698.11	355.95	-1.961	0.2493
primavera - otoño == 0	-343.09	278.50	-1.232	0.8719
verano - otoño == 0	-643.50	213.28	-3.017	0.0153 *
primavera - invierno == 0	355.02	408.74	0.869	0.8719
verano - invierno == 0	54.61	324.05	0.169	0.8719
verano - primavera == 0	-300.41	252.78	-1.188	0.8719

5218

"*" p <0,05; "***" p <0,01; "****" p <<0,01

5219

5220

5221

5222

5223 ANEXO 5: Tablas de resultados y gráficos generados a partir del análisis de ocupación por pumas durante el
 5224 periodo 1.

5225 **Tabla I:** Ranking del ajuste de modelos de ocupación por pumas asociados a cada covariable durante el
 5226 periodo 1.

Selección de modelos						
Modelo	nPars	AIC	delta	AICcWt	Cum.Wt	LL
ovinos	3	220,35	0,00	0,99	0,99	-106,63
liebre	3	232,37	12,02	0,00	0,99	-112,64
vacunos	3	232,90	12,55	0,00	0,99	-112,90
porc_afloramr	3	233,50	13,15	0,00	1,00	-113,20
choique	3	234,47	14,12	0,00	1,00	-113,69
presas	3	234,70	14,36	0,00	1,00	-113,81
guanaco	3	235,37	15,02	0,00	1,00	-114,14
nulo	2	235,46	15,11	0,00	1,00	-115,47
pres_caza	3	236,63	16,28	0,00	1,00	-114,77
altitud	3	236,67	16,32	0,00	1,00	-114,79
dist_puesto	3	237,20	16,86	0,00	1,00	-115,06
ciervo	3	237,35	17,00	0,00	1,00	-115,13
ndvi	3	237,73	17,38	0,00	1,00	-115,32
tri	3	238,01	17,67	0,00	1,00	-115,46
equinos	4	239,40	19,06	0,00	1,00	-114,75

5227

5228

5229

5230

5231

5232

5233

5234

5235

5236

5237

5238

5239

5240 **Tabla II:** Evaluación de los efectos de incorporación de covariables al modelo de ocupación de mejor ajuste,
 5241 sobre la probabilidad de ocupación por pumas durante el periodo 1.

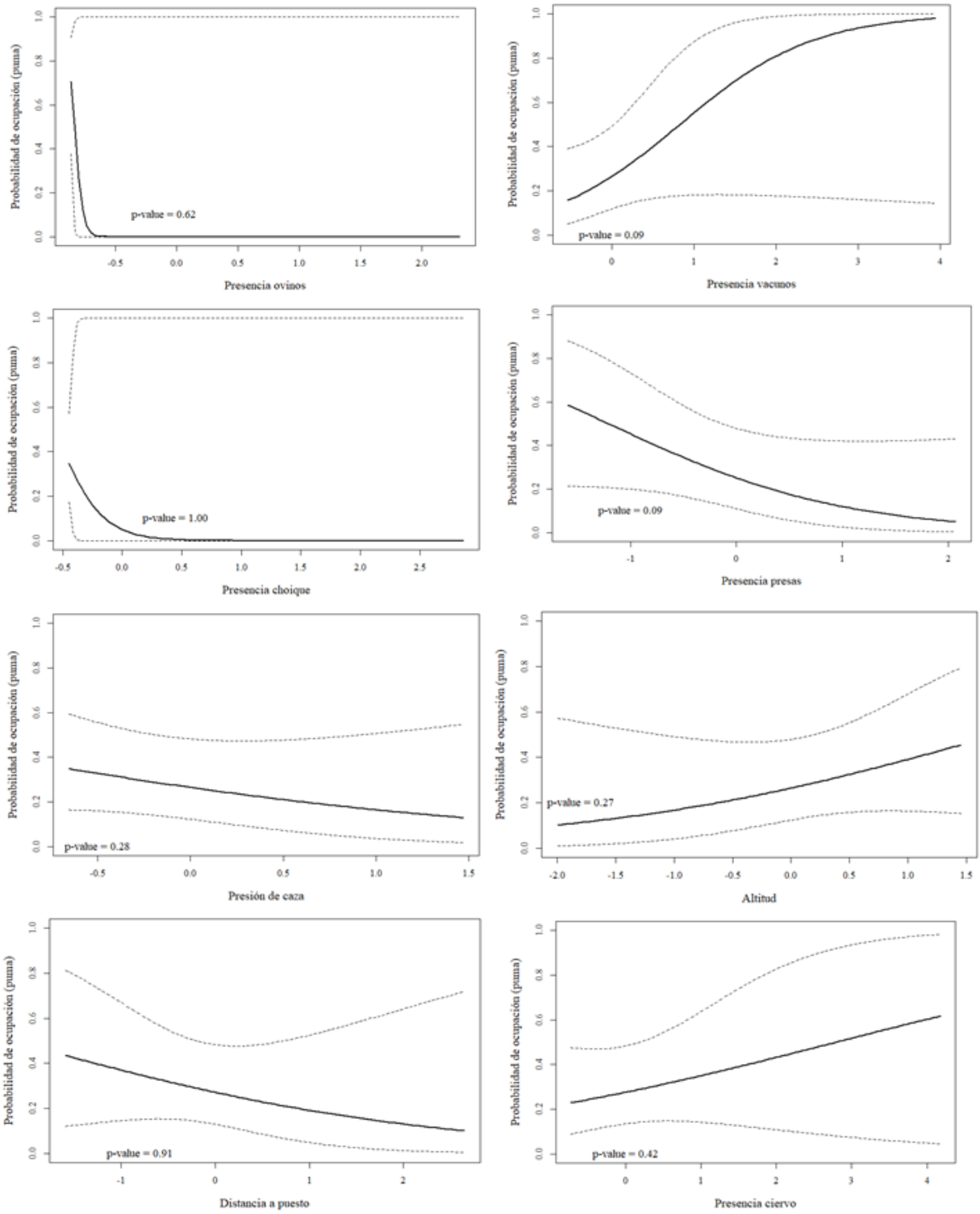
		Covs_ocupación (psi)				IC 95%	
Modelo (especie.covariable)	Parámetro	Estimado	SE	z	P(> z)	0,025	0,975
ovinos	intercepto	-24,70	53,10	-0,47	0,641	-128,76	79,27
	pendiente	-29,70	61,60	-0,48	0,629	-150,45	91,01
liebre	intercepto	-1,25	0,59	-2,13	0,033	-2,40	-0,10
	pendiente	-1,28	0,63	-2,03	0,042	-2,52	-0,05
vacunos	intercepto	-1,02	0,51	-2,02	0,044	-2,01	-0,03
	pendiente	1,23	0,72	1,72	0,085	-0,17	2,64
porc_afloramr	intercepto	-1,04	0,50	-2,07	0,04	-2,02	-0,04
	pendiente	0,94	0,50	1,87	0,04	0,05	1,97
choique	intercepto	-6,25	6110,00	-0,001	1,00	-11982,52	11970,02
	pendiente	-12,59	13705,00	-0,001	1,00	-26873,10	26847,92
presas	intercepto	-1,09	0,51	-2,13	0,034	-2,10	-0,09
	pendiente	-0,91	0,54	-1,68	0,093	-1,96	0,15
guanaco	intercepto	0,10	1620,00	0,00	1,00	-3175,25	3175,45
	pendiente	6,14	8261,00	0,00	1,00	-16185,03	16197,32
nulo	intercepto						
	pendiente						
pres_caza	intercepto	-1,02	0,49	-2,11	0,035	-1,97	-0,07
	pendiente	-0,61	0,56	-1,08	0,279	-1,70	0,49
altitud	intercepto	-1,02	0,48	-2,13	0,033	-1,96	-0,08
	pendiente	0,57	0,52	1,10	0,272	-0,45	1,59
dist_puesto	intercepto	-0,99	0,47	-2,11	0,035	-1,91	-0,07
	pendiente	-0,46	0,54	-0,84	0,399	-1,51	0,60
ciervo	intercepto	-0,97	0,46	-2,11	0,035	-1,86	-0,07
	pendiente	0,35	0,43	0,81	0,418	-0,49	1,18
ndvi	intercepto	-0,96	0,46	-2,12	0,034	-1,86	-0,07
	pendiente	-0,25	0,47	-0,54	0,590	-1,16	0,66
tri	intercepto	-0,95	0,45	-2,11	0,035	-1,83	-0,07
	pendiente	0,04	0,44	0,10	0,920	-0,82	0,91
equinos	intercepto	-1,01	0,48	-2,09	0,037	-1,96	-0,06
	pendiente	-0,56	0,76	-0,74	0,459	-2,04	0,92

5242

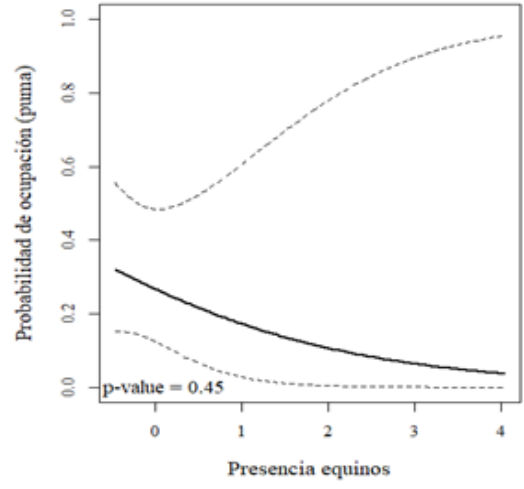
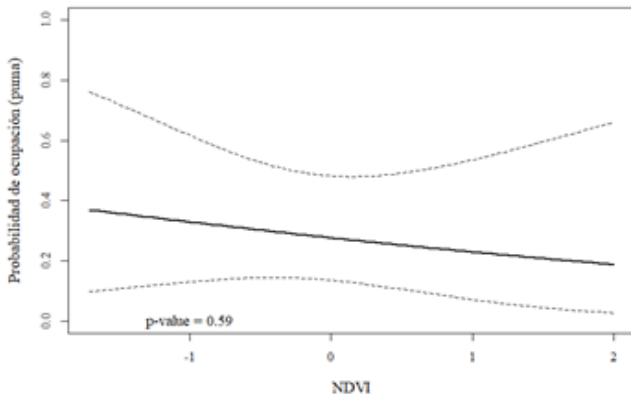
5243

5244
5245
5246

Figura I: Efecto de las covariables (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de ocupación por pumas en el periodo 1. La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual u las líneas punteadas los IC 95 %.



5247



5248

5249

5250

5251

5252

5253

5254

5255

5256

5257

5258

5259

5260

5261

5262

5263

5264 **ANEXO 6:** Tablas de resultados y gráficos generados a partir del análisis de ocupación por pumas
 5265 durante el periodo 1.

5266 **Tabla I:** *Ranking* del ajuste de modelos de ocupación por pumas asociados a cada covariable durante el
 5267 periodo 2.

Modelo	Selección de modelos					
	nPars	AIC	delta	AICcWt	Cum.Wt	LL
liebre	3	134,39	0,00	0,40	0,40	-63,67
nulo	2	137,07	2,68	0,11	0,51	-66,29
porc_afloramr	3	138,18	3,79	0,06	0,57	-65,57
dist_puesto	3	138,23	3,84	0,06	0,63	-65,59
ciervo	3	138,62	4,23	0,05	0,68	-65,79
pres_caza	3	138,84	4,46	0,04	0,72	-65,90
ndvi	3	138,95	4,56	0,04	0,76	-65,95
presas	3	139,04	4,65	0,04	0,80	-66,00
tri	3	139,18	4,79	0,04	0,84	-66,07
ovinos	3	139,27	4,88	0,04	0,87	-66,11
choique	3	139,31	4,92	0,03	0,91	-66,13
vacunos	3	139,57	5,19	0,03	0,94	-66,27
guanaco	3	139,58	5,19	0,03	0,97	-66,27
equinos	3	139,60	5,21	0,03	1,00	-66,28
altitud	3	149,14	14,75	0,00	1,00	-71,05

5268

5269

5270

5271

5272

5273

5274

5275

5276

5277

5278

5279
5280

Tabla II: Evaluación de los efectos de incorporación de covariables al modelo de ocupación de mejor ajuste, sobre la probabilidad de ocupación por pumas durante el periodo 2.

Modelo (especie.covariable)	Parámetro	Covs_ocupación (psi)				IC 95%	
		Estimado	SE	z	P(> z)	0,025	0,975
liebre	intercepto	-2,70	1,60	-1,68	0,092	-5,84	0,44
	pendiente	-3,69	2,79	-1,33	0,185	-9,15	1,76
nulo	intercepto						
	pendiente						
porc_afloramr	intercepto	-0,43	0,94	-0,46	0,646	-2,27	1,41
	pendiente	3,31	1,82	1,81	0,040	0,27	6,88
dist_puesto	intercepto	-1,38	0,58	-2,39	0,017	-2,51	-0,25
	pendiente	0,62	0,54	1,14	0,255	-0,45	1,68
ciervo	intercepto	-1,35	0,56	-2,43	0,015	-2,43	-0,26
	pendiente	0,45	0,45	1,00	0,317	-0,43	1,33
pres_caza	intercepto	-1,31	0,56	-2,34	0,019	-2,40	-0,21
	pendiente	0,47	0,54	0,87	0,387	-0,59	1,52
ndvi	intercepto	-1,33	0,56	-2,36	0,018	-2,43	-0,23
	pendiente	-0,48	0,63	-0,76	0,446	-1,70	0,75
presas	intercepto	-1,35	0,59	-2,30	0,021	-2,50	-0,20
	pendiente	-0,63	1,08	-0,58	0,561	-2,74	1,49
tri	intercepto	-1,33	0,55	-2,41	0,016	-2,40	-0,25
	pendiente	0,34	0,51	0,66	0,509	-0,66	1,34
ovinos	intercepto	-1,31	0,55	-2,37	0,018	-2,40	-0,22
	pendiente	-0,39	0,76	-0,51	0,609	-1,87	1,10
choique	intercepto	-1,31	0,56	-2,36	0,018	-2,40	-0,22
	pendiente	-0,38	0,82	-0,46	0,644	-1,99	1,23
vacunos	intercepto	-1,28	0,54	-2,39	0,017	-2,33	-0,23
	pendiente	0,10	0,49	0,21	0,837	-0,86	1,06
guanaco	intercepto	-1,28	0,54	-2,39	0,017	-2,33	-0,23
	pendiente	-0,11	0,55	-0,19	0,849	-1,19	0,98
equinos	intercepto	-1,28	0,54	-2,39	0,017	-2,33	-0,23
	pendiente	0,07	0,50	0,14	0,888	-0,90	1,04
altitud	intercepto	-1,28	0,54	-2,37	0,018	-2,35	-0,22
	pendiente	-0,26	0,58	-0,45	0,653	-1,38	0,87

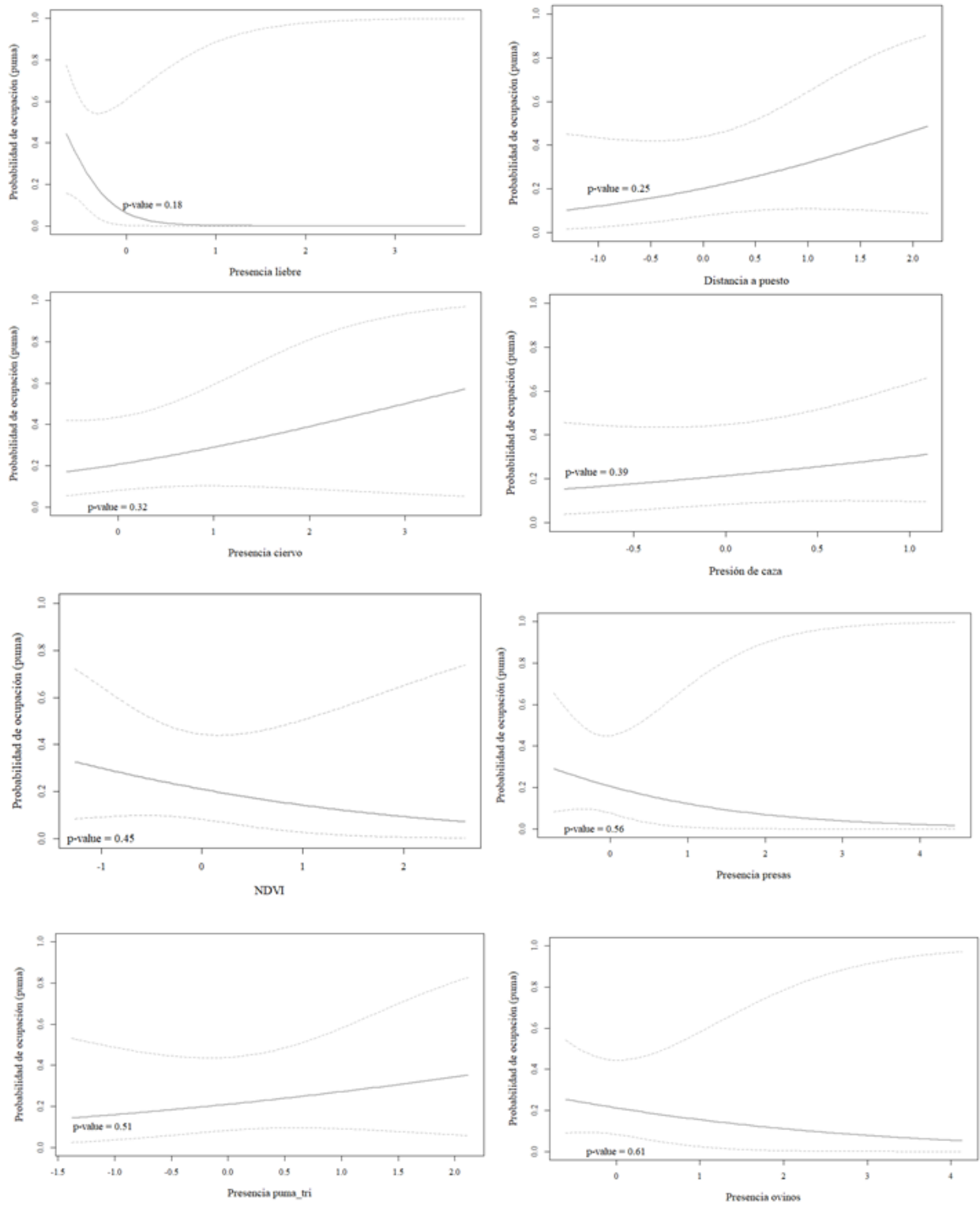
5281

5282

5283

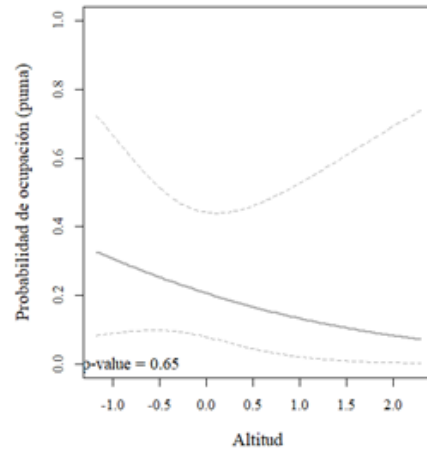
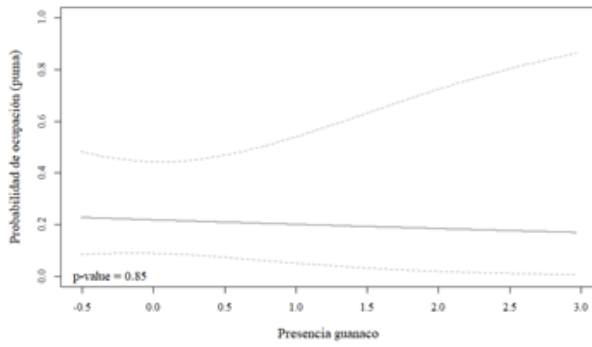
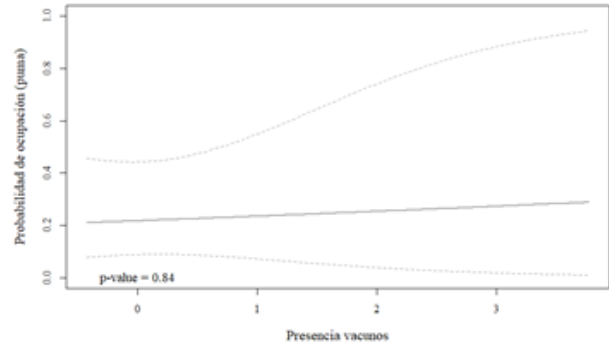
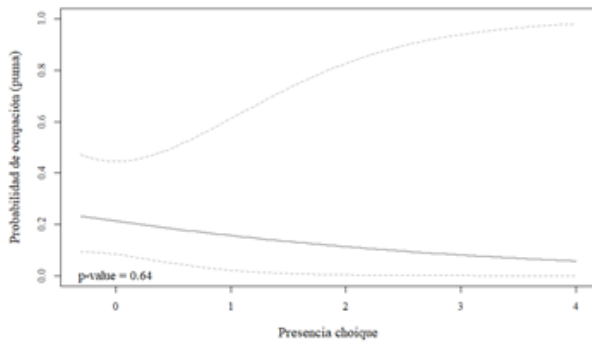
5284
5285

Figura I: Efecto de las covariables (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de ocupación por pumas en el periodo 2. La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual y las líneas punteadas los IC 95%.



5286

5287



5288

5289

5290

5291

5292

5293

5294

5295

5296

5297

5298

5299 **ANEXO 7:** Tablas de resultados y gráficos generados a partir del análisis de ocupación por zorros colorados
 5300 durante el periodo 1.

5301 **Tabla I:** *Ranking* del ajuste de modelos de ocupación por zorros colorados asociados a cada covariable
 5302 durante el periodo 1.

Selección de modelos						
Modelo	nPars	AIC	delta	AICcWt	Cum.Wt	LL
presas	4	1327,60	0,00	0,32	0,32	-658,85
liebre	4	1327,62	0,03	0,32	0,64	-658,86
porc_afloamr	4	1328,64	1,04	0,19	0,83	-659,37
ndvi	4	1328,99	1,39	0,16	0,99	-659,54
ovinos	4	1335,21	7,61	0,01	0,99	-662,65
altitud	4	1337,87	10,28	0,00	1,00	-663,98
nulo	3	1338,71	11,12	0,00	1,00	-665,81
pres_caza	4	1339,09	11,50	0,00	1,00	-664,59
tri	4	1340,11	12,52	0,00	1,00	-665,10
choique	4	1340,17	12,58	0,00	1,00	-665,13
dist_puesto	4	1341,51	13,92	0,00	1,00	-665,80

5303

5304 **Tabla II:** Evaluación de los efectos de incorporación de covariables a nivel de observación al modelo de
 5305 ocupación de mejor ajuste, sobre la probabilidad de detección de zorros colorados durante el periodo 1.

Covs_detectabilidad						IC 95%	
Modelo	Cov	Estimate	SE	z	P(> z)	0,025	0,975
presas	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,74	-0,27
liebre	detdist	-0,50	0,12	-4,13	< 0,001	-0,74	-0,26
porc_afloamr	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,74	-0,27
ndvi	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,74	-0,27
ovinos	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,74	-0,27
altitud	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,74	-0,27
nulo	detdist						
pres_caza	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,74	-0,27
tri	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,74	-0,27
choique	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,75	-0,27
dist_puesto	detdist	-0,51	0,12	-4,16	< 0,001	-0,75	-0,27

5306

5307

5308

5309

5310 **Tabla III:** Evaluación de los efectos de incorporación de covariables al modelo de ocupación de mejor ajuste,
 5311 sobre la probabilidad de ocupación por zorros colorados durante el periodo 1.

Covs_ocupación (psi)							
Modelo	Parámetro	Estimate	SE	z	P(> z)	IC 95%	
						0,025	0,975
presas	intercepto	28,50	33,00	0,87	0,38700	-36,11	93,14
	pendiente	22,40	25,00	0,89	0,37200	-26,71	71,43
liebre	intercepto	20,60	21,00	0,98	0,32500	-20,46	61,75
	pendiente	16,00	15,50	1,03	0,30300	-14,43	46,34
porc_afloramr	intercepto	4,12	2,14	1,92	0,0545	-0,08	8,32
	pendiente	-2,38	1,14	-2,08	0,0372	-4,62	-0,14
ndvi	intercepto	7,10	4,05	1,75	0,080	-0,83	15,04
	pendiente	5,87	3,62	1,62	0,104	-1,21	12,96
ovinos	intercepto	21,90	71,80	0,31	0,76000	-118,84	162,64
	pendiente	24,40	83,30	0,29	0,77000	-138,89	187,71
altitud	intercepto	3,31	1,60	2,07	0,04	0,18	6,44
	pendiente	-2,41	1,90	-1,27	0,20	-6,15	1,32
nulo	intercepto						
	pendiente						
pres_caza	intercepto	2,78	1,40	1,98	0,04780	0,03	5,53
	pendiente	1,63	1,76	0,93	0,35240	-1,81	5,07
tri	intercepto	2,35	0,81	2,88	0,004	0,75	3,94
	pendiente	1,03	1,01	1,02	0,308	-0,95	3,00
choique	intercepto	4,04	24,30	0,17	0,868	-43,68	51,76
	pendiente	5,01	54,60	0,09	0,927	-102,00	112,03
dist_puesto	intercepto	2,05	0,62	3,30	0,001	0,83	3,27
	pendiente	-0,07	0,61	-0,12	0,905	-1,27	1,12

5312

5313

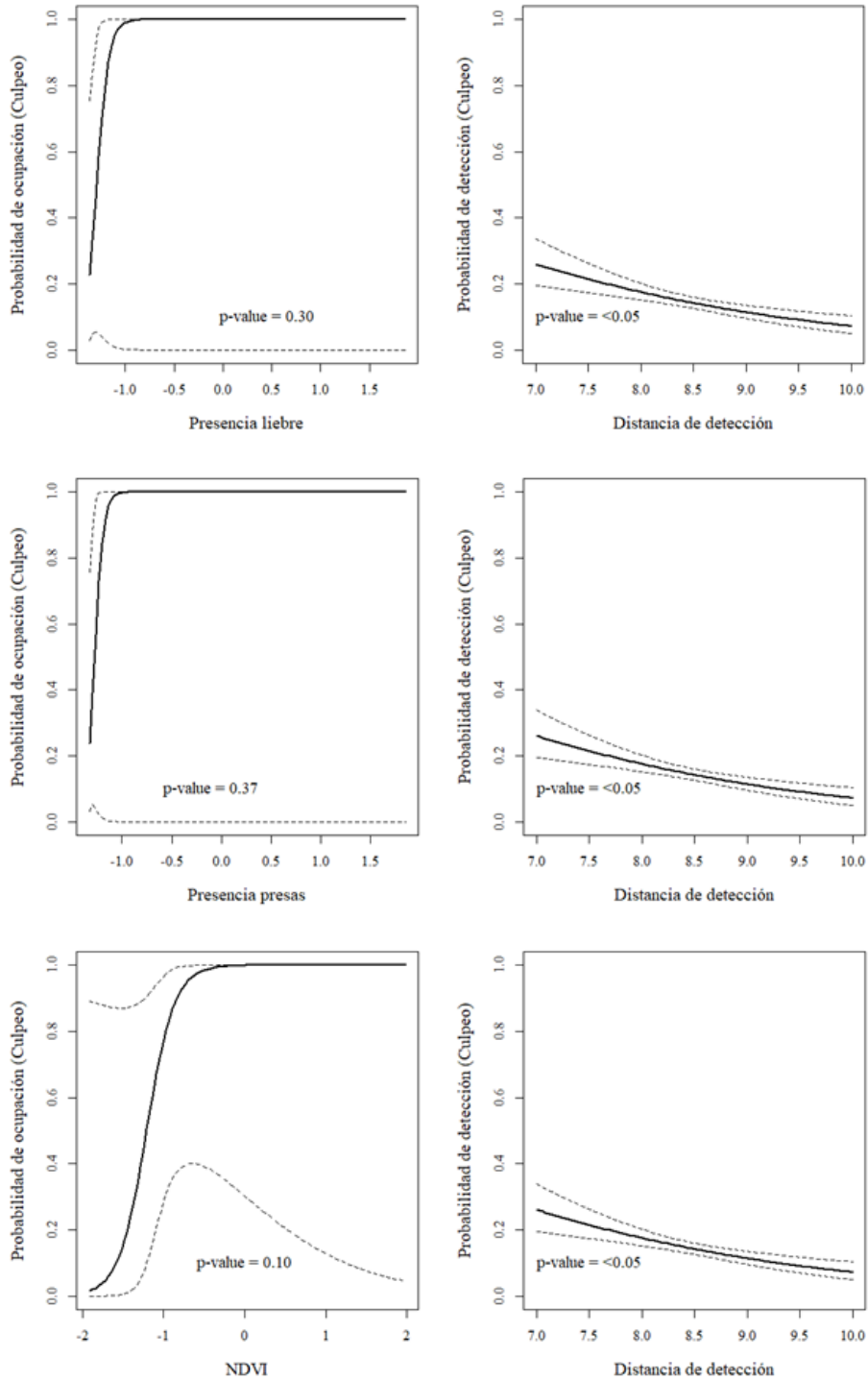
5314

5315

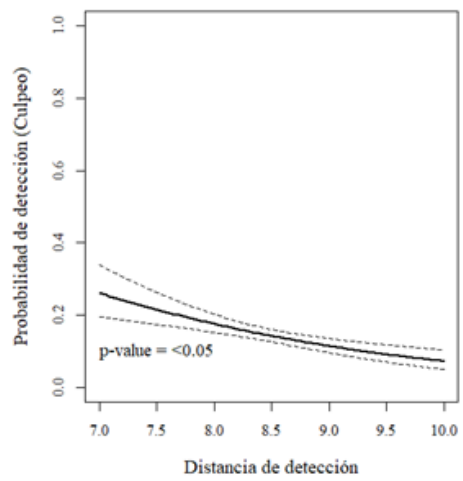
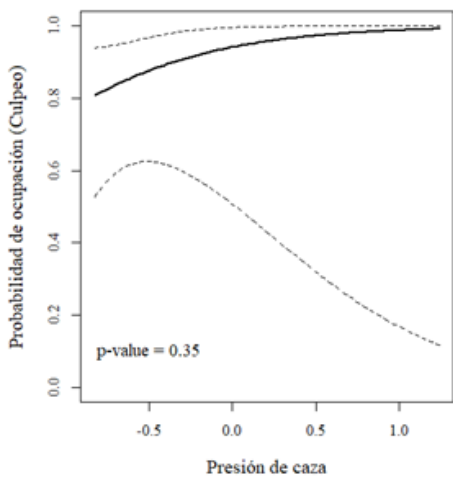
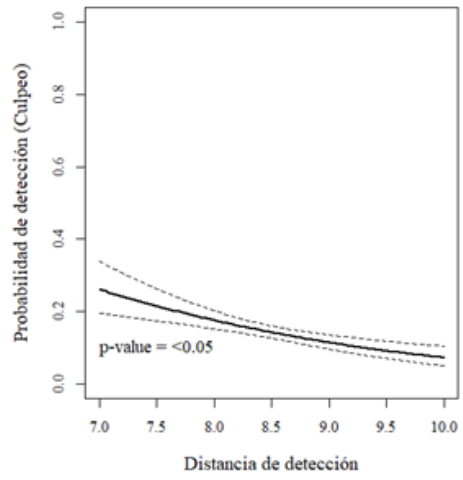
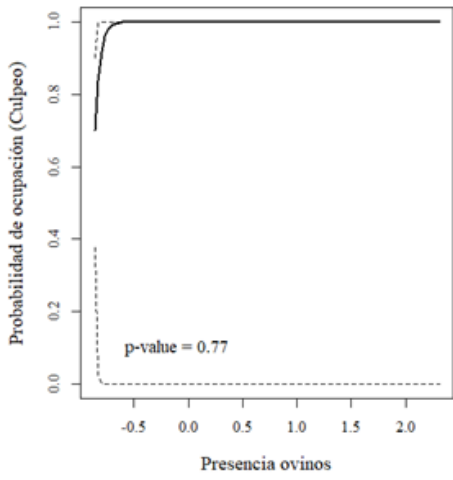
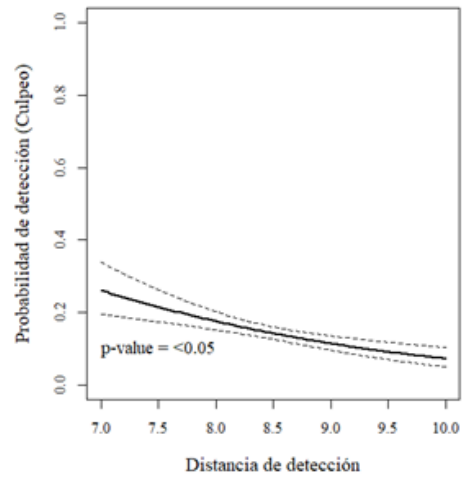
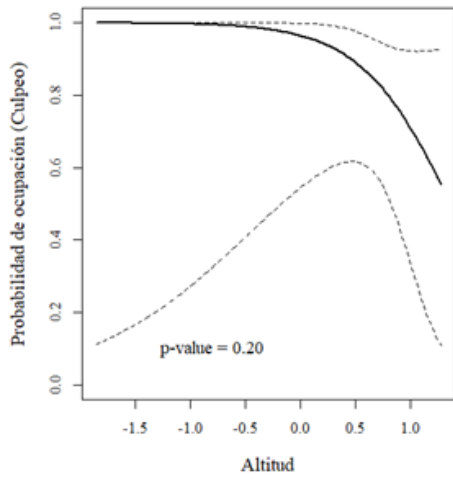
5316

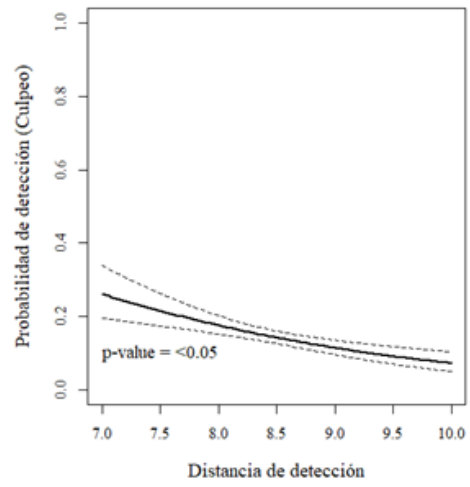
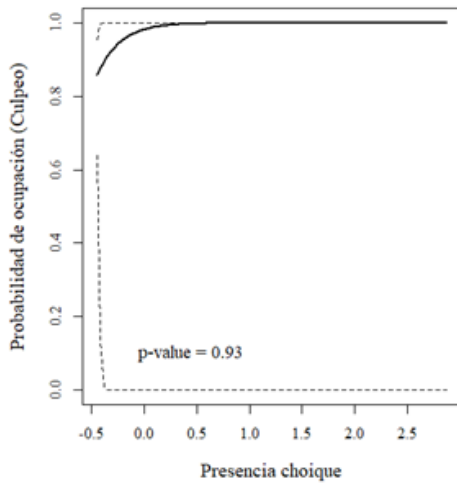
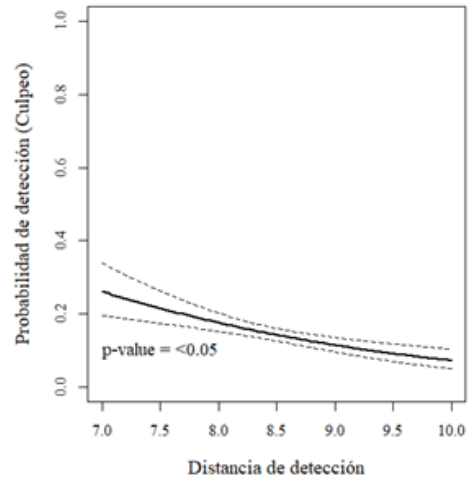
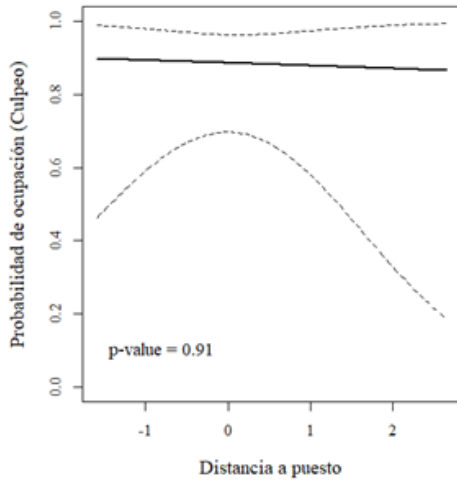
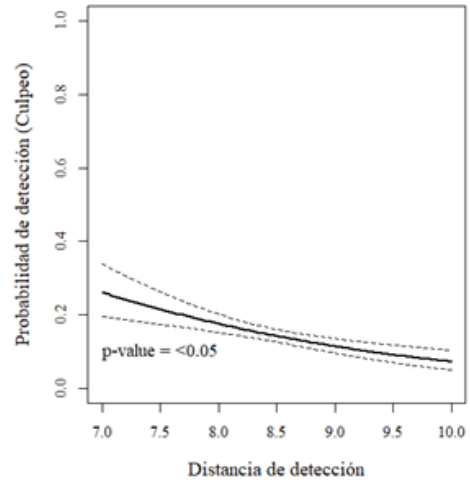
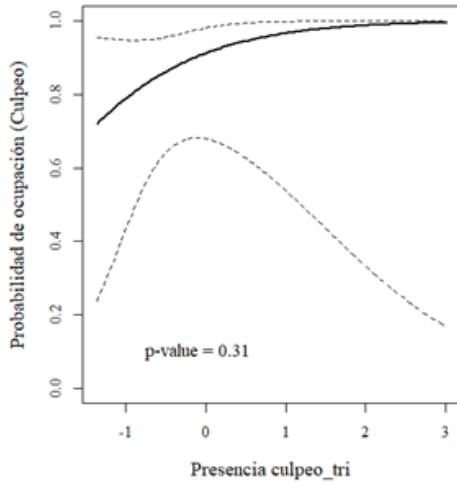
5317

5318 **Figura I:** Efecto de las covariables (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de ocupación por zorros
 5319 colorados en el periodo 1 (columna izquierda). Comportamiento de la probabilidad de detección bajo cada
 5320 modelo, incorporando la distancia de detección de cada modelo de cámara-trampa como covariable a nivel
 5321 de observación (columna derecha). La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual y las líneas
 5322 punteadas los IC 95%.



5323





5325

5326

5327 **ANEXO 8:** Tablas de resultados y gráficos generados a partir del análisis de ocupación por zorros colorados
 5328 durante el periodo 2.

5329 **Tabla I:** Ranking del ajuste de modelos de ocupación por zorros colorados asociados a cada covariable
 5330 durante el periodo 2.

Selección de modelos						
Modelo	nPars	AIC	delta	AICcWt	Cum.Wt	LL
	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
dist_puesto	4	974,22	0,00	0,88	0,88	-482,20
null	3	980,70	6,49	0,03	0,91	-486,83
tri	4	981,21	7,00	0,03	0,94	-485,70
liebre	4	982,41	8,19	0,01	0,95	-486,30
ndvi	4	982,82	8,60	0,01	0,96	-486,50
altitud	4	983,15	8,93	0,01	0,97	-486,66
ovinos	4	983,43	9,21	0,01	0,98	-486,80
porc_afloramr	4	983,48	9,26	0,01	0,99	-486,83
presas	4	983,48	9,26	0,01	1,00	-486,83
pres_caza	4	987,75	13,54	0,00	1,00	-488,97
choique	4	1000,79	26,57	0,00	1,00	-495,49

5331

5332 **Tabla II:** Evaluación de los efectos de incorporación de covariables a nivel de observación al modelo de
 5333 ocupación de mejor ajuste, sobre la probabilidad de detección de zorros colorados durante el periodo 2.

Covs_detectabilidad							
Modelo	Cov	Estimate	SE	z	P(> z)	IC 95%	
						0,025	0,975
dist_puesto	luna	0,01	0,00	2,08	0,037	0,00	0,01
null							
tri	detdist	-0,21	0,16	-1,34	0,179	-0,53	0,10
liebre	detdist	-0,21	0,16	-1,34	0,180	-0,53	0,10
ndvi	detdist	-0,22	0,16	-1,37	0,170	-0,53	0,09
altitud	detdist	-0,22	0,16	-1,36	0,175	-0,53	0,10
ovinos	detdist	-0,22	0,16	-1,36	0,173	-0,53	0,10
porc_afloramr	detdist	-0,22	0,16	-1,36	0,173	-0,53	0,10
presas	detdist	-0,22	0,16	-1,37	0,170	-0,53	0,09
pres_caza	sin ajuste						
choique	luna	0,01	0,00	2,10	0,036	0,00	0,01

5334

5335

5336

5337 **Tabla III:** Evaluación de los efectos de incorporación de covariables al modelo de ocupación de mejor ajuste,
 5338 sobre la probabilidad de ocupación por zorros colorados durante el periodo 2.

Covs_ocupación (psi)							
Modelo	Parámetro	Estimado	SE	z	P(> z)	IC 95%	
						0,025	0,975
dist_puesto	intercepto	2,05	0,75	2,74	0,006	0,58	3,52
	pendiente	-1,42	0,65	-2,18	0,029	-2,70	-0,14
null	intercepto						
	pendiente						
tri	intercepto	1,72	0,61	2,84	0,005	0,53	2,91
	pendiente	0,88	0,65	1,36	0,175	-0,39	2,16
liebre	intercepto	1,66	0,60	2,78	0,005	0,49	2,82
	pendiente	0,80	0,97	0,83	0,407	-1,09	2,69
ndvi	intercepto	1,59	0,55	2,88	0,004	0,51	2,68
	pendiente	0,49	0,66	0,74	0,460	-0,81	1,78
altitud	intercepto	1,59	0,55	2,88	0,004	0,51	2,68
	pendiente	0,49	0,66	0,74	0,460	-0,81	1,78
ovinos	intercepto	1,52	0,51	2,97	0,003	0,52	2,53
	pendiente	-0,11	0,47	-0,23	0,816	-1,03	0,81
porc_afloramr	intercepto	1,52	0,51	2,97	0,003	0,52	2,52
	pendiente	0,03	0,54	0,06	0,955	-1,02	1,08
presas	intercepto	1,53	0,51	2,99	0,003	0,52	2,53
	pendiente	0,00	0,52	0,00	0,997	-1,01	1,02
pres_caza	intercepto	sin ajuste					
	pendiente						
choique	intercepto	29,43	57,30	0,51	0,607	-82,82	141,69
	pendiente	-8,73	17,10	-0,51	0,610	-42,29	24,82

5339

5340

5341

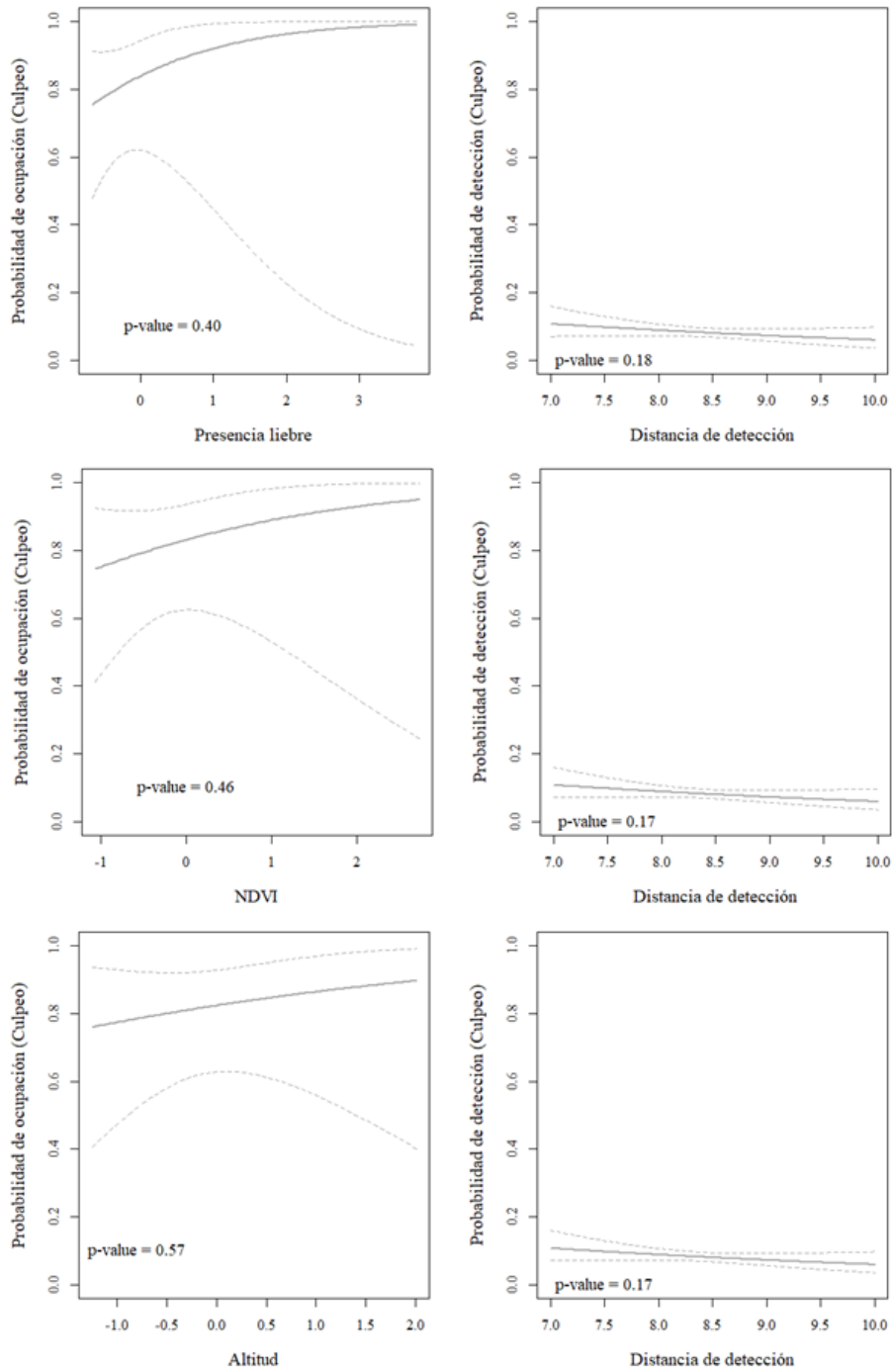
5342

5343

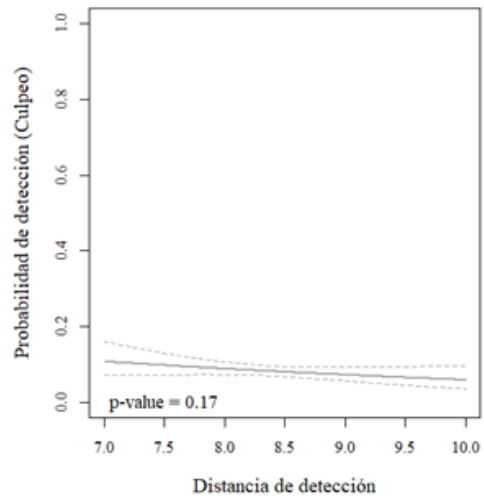
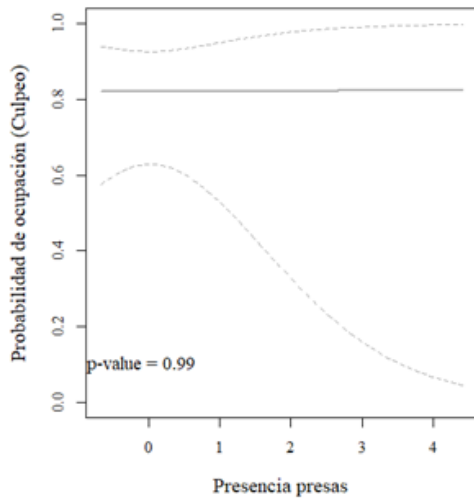
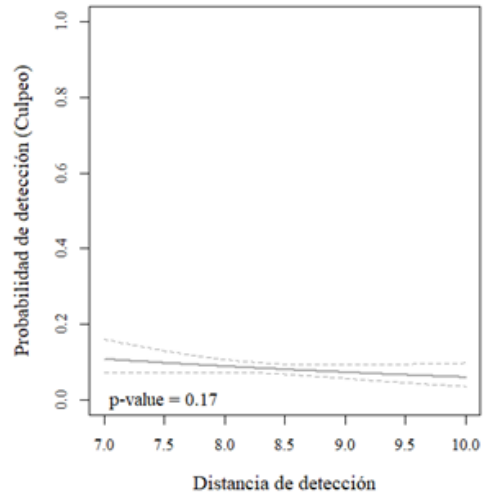
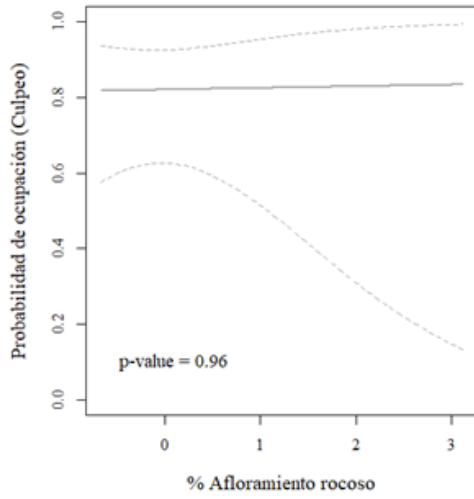
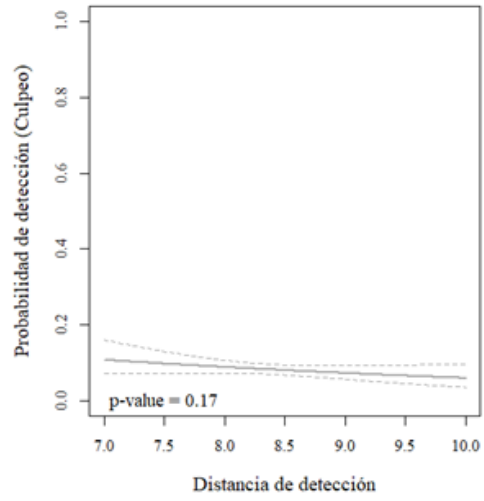
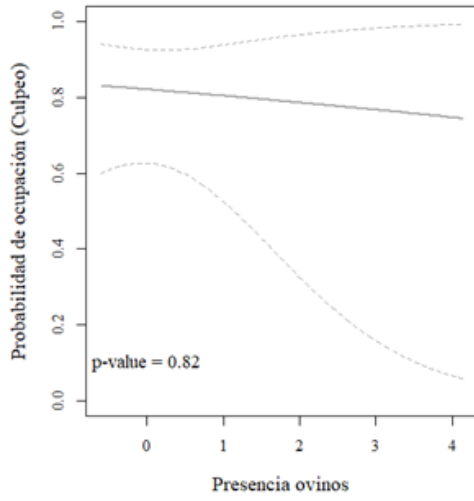
5344

5345

5346 **Figura I:** Efecto de las covariables (en escala logarítmica) sobre la probabilidad de ocupación por zorros
 5347 colorados en el periodo 2 (columna izquierda). Comportamiento de la probabilidad de detección bajo cada
 5348 modelo, incorporando la distancia de detección de cada modelo de cámara-trampa como covariable a nivel
 5349 de observación (columna derecha). La línea sólida muestra la regresión del estimador puntual y las líneas
 5350 punteadas los IC 95%.



5351



5352

5353

5354
5355

ANEXO 9: Formulario diseñado para la implementación del protocolo de necropsias para eventos de mortalidad ovina perinatal.

CÓDIGO	FECHA			ESTABLECIMIENTO	
	DÍA	MES	AÑO	RECOLECCIÓN	Técnico - Productor / Corral - Rodeo - Potrero ()
				GPS	S O Hora:
				CLIMA: Tmáx /Tmín	- Nubosidad - Viento - Precip - Helada
DESCRIPCIÓN DEL SITIO					
*PAISAJE: Mallín/Perimallín - Meseta/Planicie - Valle/Cañadón - Cerro/Loma (Cima-Ladera-Aflorams)					
*TFF: PRADERA (Alta-Media-Baja)					
ESTEPA (Arbustiva / Arbustivo-graminosa / Graminosa)					
MATORRAL (Alto-Medio-Bajo-Subarbustivo)					
SEMIDESIERTO					
CARCASA			CAUSA APARENTE		
*ESPECIE: Ovino - Caprino - Bovino - Equino			*SEXO: M - H		INANICIÓN ()
*PESO: _____			*Caravana: _____		HIPOTERMIA ()
*CATEGORÍA: _____					DISTOCIA ()
*ESTADO: Completo - Incompleto					DEPREDACIÓN ()
*Tiempo estimado desde muerte: _____					
°Estado: Caliente - Fresco - RigorMortis - PostRM					
OBS ACCESORIAS >Cuernos? SI - NO >Comportamiento madre/majada?					
CARROÑEO SI - NO					
*Areas carroñeadas: *Ojos - Quijada - Orejas - Ano - Garganta					
*Abdómen - Cuartos Traseros - Cuartos Delanteros - Tórax (Pecho) - Mamas					
*Corazón - Pulmones					
*Vísceras (Rúmen - Hígado - Intestino Grueso - Intestino Delgado)					
*Especie: _____			*Porcentaje consumido: _____		
°Aves: Carancho () - Chimango () - Jote N () - Jote CC () - Cóndor ()					
°Mamíferos: Zorro Colorado - Zorro Gris - Perro - Otro: _____					
*Signos: Avistaje directo - Huellas - Heces - Marcas en carcasa					
DEPREDACIÓN					
*Especie Aparente: Zorro Colorado - Zorro Gris - Puma - Perro - Jabalí - Águila Mora - Carancho					
*Signos: Avistaje directo - Huellas - Heces - Patrón de ataque - Estado carcasa - Surplus killing					
SIGNOS EXTERNOS					
1)TAFONOMÍA-Apariencia Gral:					
1a-Carcasa descubierta - Carcasa cubierta/enterrada (Material: _____)					
1b-Marcas de arrastre: SI - NO (*Distancia/Recorrido: _____ *Coágulos en el suelo: SI - NO)					
1c-Posición de la carcasa: Sobre flanco - Extendida -Fetal 1d- Porcentaje consumido: _____					
1e-Incisiones:					
*Tipo: Colmillos()-Garras() *Nro: _____ *Caninos Sup: Dist: _____/Diam: _____ *Caninos Inf: Dist: _____/Diam: _____					
*Distribución: Morro() - Cuello: Nuca/Cervical() -Maxilar Inf() -Garganta() - Lomo ()					
1e-Punto de inicio de consumo: Caja torácica (Pecho) - Abdómen - Cuartos traseros - Cuartos delanteros					
1f-Consumo (C)/Indiferencia (I)/Descarte (D) de VÍSCERAS:					
*Pulmones () - Corazón () - Diafragma ()					
*Rúmen () - Hígado () - Intestinos () - Útero/feto ()					
1g-Consumo (C)/Indiferencia (I)/Descarte (D) de MÚSCULOS Y HUESOS:					
*Quijada () - Cráneo ()-Especif: _____ *Caja torácica: Pecho/Esternón () - Costillas ()					
*Cuartos traseros ()-%: _____ - Cuartos delanteros ()-%: _____ -Lomo ()-%: _____ - Pezuñas ()					
*Marcas de dientes visibles en huesos: _____					

5356

SIGNOS INTERNOS

2)Coágulos y Hemorragias:

2.a-Manchas externas de hemorragias:

*NINGUNA - Morro - Ojos - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen - Ano

2.b-Hemorragias subcutáneas:

*NINGUNA - Puntuales - Masivas

*NINGUNA - Morro - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen

2.c-Hemorragias internas:

*NINGUNA - Puntuales - Masivas

*NINGUNA - Morro - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen

3)Mecánica aparente de la muerte: (no excluyentes-ej: perforación tráquea + colapso yugular)

3.a-Fracturas: Perforación de cráneo - Fractura cervicales - Otra: _____

3.b-Asfixia: Compresión de f nasales - Compresión/colapso tráquea - Perforación tráquea

3.c-Hemorragica: Perforación/colapso de carótida/yugular

3.d-Otra: _____

*Signos de lucha/persecución? NO - SI (Descrip: _____)

*Signos aparentes de DEPREDAción SECUNDARIA? NO - SI

CONDICIÓN GENERAL

4)Partes/Órganos faltantes:

*NINGUNA - Lengua - Pulmones - Corazón - Diafragma - Rúmen - Hígado - Intestinos - Útero/feto

*Cuartos traseros (%: _____) - Cuartos delanteros (%: _____) -Lomo (%: _____) - Pezuñas (____)

*Externos (_____) - Internos (_____)

8)Evidencia de viejas enfermedades/lesiones:

DIAGNÓSTICO PERINATAL

*TEGUMENTO:	Normal - Con Meconio _____
*CAMINÓ:	No - Si (Mucho - Poco)
*DEPREDAción:	No - Si
*EDEMA CABEZA:	No - Si Grado: 1 - 2 - 3 *EDEMA SUBCUTÁNEO: No - Si Grado: 1 - 2 - 3
*OMBLIGO:	Coágulo: No - Si Infección: No - Si Retraído: No - Si
*TIROIDES:	Normal - Aumentada _____
*PERITONEO:	Normal - Anormal Líquido: No - Si Fibrina: No - Si
*PULMONES:	Normal - Anormal Respiró: No - Si
*TÓRAX:	Líquido: No - Si Fibrina: No - Si
*CORAZÓN:	Liq Pericard: No - Si Fibrina: No - Si
*HÍGADO:	Normal - Hemorrágico - Infectado - Roto _____
*RIÑÓN:	Normal - Hemorrágico _____
*SUPRARRENAL:	Normal - Hemorrágico _____
*VEJIGA:	Normal - Hemorrágico _____
*TEJIDO GRASO:	PERICÁRDICO No - Si Grado: 1 - 2 - 3
	CORONARIO No - Si Grado: 1 - 2 - 3
	RENAL No - Si Grado: 1 - 2 - 3

*CUAJO:	*DUODENO:	*YEYUNO:	*ILEON:	*COLON Y RECTO:
Normal - Hemorrágico	Normal - Hemorrágico	Normal - Hemorrágico	Normal - Hemorrágico	Normal - Hemorrágico
Vacío - Lleno	Vacío - Lleno	Vacío - Lleno	Vacío - Lleno	Vacío - Lleno
Absorción: SI - NO	Absorción: SI - NO	Absorción: SI - NO	Absorción: SI - NO	Absorción: SI - NO

MOMENTO DE MUERTE	INANICIÓN	DEPREDAción	DISTOCIA	INDETERM
	INFECCIÓN	MÚSCULO BLANCO	VIBRIOSIS	
TIEMPO DE VIDA	HIPOTERMIA	ANORM CONGÉNITA	INANIC-HIPOTERMIA	

5358
5359

ANEXO 10: Formulario diseñado para la implementación del protocolo de necropsias para eventos de mortalidad de ovinos mayores a 60 días de edad.

CÓDIGO	FECHA			ESTABLECIMIENTO	
	DÍA	MES	AÑO	RECOLECCIÓN	Técnico - Productor / Corral - Rodeo - Potrero ()
				GPS	S O Hora: _____
CLIMA: Tmáx _____ / Tmín _____ - Nubosidad _____ - Viento _____ - Precip _____ - Helada _____					
DESCRIPCIÓN DEL SITIO					
*PAISAJE: Mallín/Perimallín - Meseta/Planicie - Valle/Cañadón - Cerro/Loma (Cima-Ladera-Aflorams)					
*TFF: PRADERA (Alta-Media-Baja) *AlturaVegetación: _____					
ESTEPA (Arbustiva / Arbustivo-graminosa / Graminosa) *SpVegDominante: _____					
MATORRAL (Alto-Medio-Bajo-Subarbustivo) *Hábitat: Abierto - Cerrado					
SEMIDESIERTO Simple - Complejo					
CARCASA					
*ESPECIE: Ovino - Caprino - Bovino - Equino					
*PESO: _____ *Caravana: _____ *SEXO: M - H					
*CATEGORÍA: _____					
*ESTADO: Completo - Incompleto (%pte: _____)					
*Tiempo estimado desde muerte: _____					
*Estado: Caliente - Fresco - RigorMortis - PostRM					
CAUSA APARENTE					
INANICIÓN ()					
HIPOTERMIA ()					
DISTOCIA ()					
DEPREDACIÓN ()					
INDETERMINADA ()					
OBS ACCESORIAS >Cuernos? SI - NO >Comportamiento madre/majada?					
CARROÑEO SI - NO					
*Areas carroñeadas: *Ojos - Quijada - Orejas - Ano - Garganta					
*Abdómen - Cuartos Traseros - Cuartos Delanteros - Tórax (Pecho) - Mamas					
*Corazón - Pulmones					
*Vísceras (Rúmen - Hígado - Intestino Grueso - Intestino Delgado)					
*Especie: _____ *Porcentaje consumido: _____					
°Aves: Carancho () - Chimango () - Jote N () - Jote CC () - Cóndor ()					
°Mamíferos: Zorro Colorado - Zorro Gris - Perro - Otro: _____					
*Signos: Avistaje directo - Huellas - Heces - Marcas en carcasa					
DEPREDACIÓN SI - NO					
*Especie Aparente: Zorro Colorado - Zorro Gris - Puma - Perro - Jabalí - Águila Mora - Carancho					
*Signos: Avistaje directo - Huellas - Heces - Patrón de ataque - Estado carcasa - Surplus killing					
SIGNOS EXTERNOS					
1)TAFONOMÍA-Apariencia Gral:					
1a-Carcasa descubierta - Carcasa cubierta/enterrada (Material: _____)					
1b-Marcas de arrastre: SI - NO (*Distancia/Recorrido: _____ *Coágulos en el suelo: SI - NO)					
1c-Posición de la carcasa: Sobre flanco - Extendida - Fetal 1d- Porcentaje consumido: _____					
1e-Incisiones: _____					
*Tipo: Colmillos()-Garras() *Nro: _____ *Caninos Sup: Dist: _____/Diam: _____ *Caninos Inf: Dist: _____/Diam: _____					
*Distribución: Morro() - Cuello: Nuca/Cervical() -Maxilar Inf() -Garganta() - Lomo ()					
1e-Punto de inicio de consumo: Caja torácica (Pecho) - Abdómen - Cuartos traseros - Cuartos delanteros					
1f-Consumo (C)/Indiferencia (I) /Descarte (D) de VÍSCERAS:					
*Pulmones () - Corazón () - Diafragma ()					
*Rúmen () - Hígado () - Intestinos () - Útero/feto ()					
1g-Consumo (C)/Indiferencia (I) /Descarte (D) de MÚSCULOS Y HUESOS:					
*Quijada () - Cráneo () -Especif: _____ *Caja torácica: Pecho/Esternón () - Costillas ()					
*Cuartos traseros ()-%: _____ - Cuartos delanteros ()-%: _____ -Lomo ()-%: _____					
*Marcas de dientes visibles en huesos: _____					

5360

SIGNOS INTERNOS**2)Coágulos y Hemorragias:**

2.a-Manchas externas de hemorragias:

*NINGUNA - Morro - Ojos - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen - Ano

2.b-Hemorragias subcutáneas:

*NINGUNA - Puntuales - Masivas

*NINGUNA - Morro - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen

2.c-Hemorragias internas:

*NINGUNA - Puntuales - Masivas

*NINGUNA - Morro - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen

3)Mecánica aparente de la muerte: (no excluyentes-ej: perforación tráquea + colapso yugular)

3.a-Fracturas: Perforación de cráneo - Fractura nuca - Fractura cervicales - Otra: _____

3.b-Asfixia: Compresión de f nasales - Compresión tráquea - Colapso tráquea - Perforación tráquea

3.c-Hemorragia: Perforación de carótida/yugular - Colapso de carótida/yugular

3.d-Otra: _____

*Signos de lucha/persecución? NO - SI (Descrip: _____)

*Signos aparentes de DEPREDACIÓN SECUNDARIA? NO - SI

OBSERVACIONES**CONDICIÓN GENERAL****4)Partes/Órganos faltantes:**

*NINGUNA - Lengua - Pulmones - Corazón - Diafragma - Rúmen - Hígado - Intestinos - Útero/feto

*Cuartos traseros (%: _____) - Cuartos delanteros (%: _____) -Lomo (%: _____)

5)Tejido graso:

*Perirrenal (___) *Corazón: *Pericárdico (___) *Coronario (___)

6)Médula ósea:

6.a-Consistencia: *Sólida - Gelatinosa - Líquida 6.b-Color: *Roja - Amarilla - Blanca - Rosa oscura

7)Parásitos:

*Externos (_____) - Internos (_____)

8)Evidencia de viejas enfermedades/lesiones:**9)Diagnóstico general:**

9.a-Malformaciones congénitas: _____

9.b-Edemas: NO - SI (Grado:___ - Ubicación:_____)

9.c-Ganglios: Normales - Inflamados (Grado:___ - Ubicación:_____)

9.d-Color pulmones: Normal - Hepático

9.e-Contenido del rumen: Vacío - Lleno (Consistencia: Sólida - Normal - Líquida)(Material:_____)

9.f-Tejidos grasos (puntaje): *Perirrenal (___) *Corazón: *Pericárdico (___) *Coronario (___)

DIAGNÓSTICO FINAL Y OBSERVACIONES

5362
5363

ANEXO 10: Formulario diseñado para la implementación del protocolo de necropsias para eventos de mortalidad de ovinos mayores a 60 días de edad.

CÓDIGO	FECHA			ESTABLECIMIENTO	
	DÍA	MES	AÑO	RECOLECCIÓN	Técnico - Productor / Corral - Rodeo - Potrero ()
				GPS	S O Hora:
CLIMA: Tmáx /Tmín - Nubosidad - Viento - Precip - Helada					
DESCRIPCIÓN DEL SITIO					
*PAISAJE: Mallín/Perimallín - Meseta/Planicie - Valle/Cañadón - Cerro/Loma (Cima-Ladera-Aflorams)					
*TFF: PRADERA (Alta-Media-Baja) *AlturaVegetación: _____					
ESTEPA (Arbustiva / Arbustivo-graminosa / Graminosa) *SpVegDominante: _____					
MATORRAL (Alto-Medio-Bajo-Subarbustivo) *Hábitat: Abierto - Cerrado					
SEMIDESIERTO Simple - Complejo					
CARCASA					
*ESPECIE: Ovino - Caprino - Bovino - Equino					
*PESO: _____ *Caravana: _____ *SEXO: M - H					
*CATEGORÍA: _____					
*ESTADO: Completo - Incompleto (%pte: _____)					
*Tiempo estimado desde muerte: _____					
*Estado: Caliente - Fresco - RigorMortis - PostRM					
CAUSA APARENTE					
INANICIÓN ()					
HIPOTERMIA ()					
DISTOCIA ()					
DEPREDACIÓN ()					
INDETERMINADA ()					
OBS ACCESORIAS >Cuernos? SI - NO >Comportamiento madre/majada?					
CARROÑEO SI - NO					
*Areas carroñeadas: *Ojos - Quijada - Orejas - Ano - Garganta					
*Abdómen - Cuartos Traseros - Cuartos Delanteros - Tórax (Pecho) - Mamas					
*Corazón - Pulmones					
*Visceras (Rúmen - Hígado - Intestino Grueso - Intestino Delgado)					
*Especie: _____ *Porcentaje consumido: _____					
°Aves: Carancho () - Chimango () - Jote N () - Jote CC () - Cóndor ()					
°Mamíferos: Zorro Colorado - Zorro Gris - Perro - Otro: _____					
*Signos: Avistaje directo - Huellas - Heces - Marcas en carcasa					
DEPREDACIÓN SI - NO					
*Especie Aparente: Zorro Colorado - Zorro Gris - Puma - Perro - Jabalí - Águila Mora - Carancho					
*Signos: Avistaje directo - Huellas - Heces - Patrón de ataque - Estado carcasa - Surplus killing					
SIGNOS EXTERNOS					
1)TAFONOMÍA-Apariencia Gral:					
1a-Carcasa descubierta - Carcasa cubierta/enterrada (Material: _____)					
1b-Marcas de arrastre: SI - NO (*Distancia/Recorrido: _____ *Coágulos en el suelo: SI - NO)					
1c-Posición de la carcasa: Sobre flanco - Extendida -Fetal 1d- Porcentaje consumido: _____					
1e-Incisiones: _____					
*Tipo: Colmillos()-Garras() *Nro: _____ *Caninos Sup: Dist: _____/Diam: _____ *Caninos Inf: Dist: _____/Diam: _____					
*Distribución: Morro() - Cuello: Nuca/Cervical() -Maxilar Inf() -Garganta() - Lomo ()					
1e-Punto de inicio de consumo: Caja torácica (Pecho) - Abdómen - Cuartos traseros - Cuartos delanteros					
1f-Consumo (C)/Indiferencia (I) /Descarte (D) de VISCERAS:					
*Pulmones () - Corazón () - Diafragma ()					
*Rúmen () - Hígado () - Intestinos () - Útero/feto ()					
1g-Consumo (C)/Indiferencia (I) /Descarte (D) de MÚSCULOS Y HUESOS:					
*Quijada () - Cráneo ()-Especif: _____ *Caja torácica: Pecho/Esternón () - Costillas ()					
*Cuartos traseros ()-%: _____ - Cuartos delanteros ()-%: _____ -Lomo ()-%: _____					
*Marcas de dientes visibles en huesos: _____					

5364

SIGNOS INTERNOS**2)Coágulos y Hemorragias:**

2.a-Manchas externas de hemorragias:

*NINGUNA - Morro - Ojos - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen - Ano

2.b-Hemorragias subcutáneas:

*NINGUNA - Puntuales - Masivas

*NINGUNA - Morro - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen

2.c-Hemorragias internas:

*NINGUNA - Puntuales - Masivas

*NINGUNA - Morro - Cuello (Nuca/Garganta) - Lomo - Cuartos traseros - Tórax - Abdomen

3)Mecánica aparente de la muerte: (no excluyentes-ej: perforación tráquea + colapso yugular)

3.a-Fracturas: Perforación de cráneo - Fractura nuca - Fractura cervicales - Otra: _____

3.b-Asfixia: Compresión de f nasales - Compresión tráquea - Colapso tráquea - Perforación tráquea

3.c-Hemorragia: Perforación de carótida/yugular - Colapso de carótida/yugular

3.d-Otra: _____

*Signos de lucha/persecución? NO - SI (Descrip: _____)

*Signos aparentes de DEPREDACIÓN SECUNDARIA? NO - SI

OBSERVACIONES**CONDICIÓN GENERAL****4)Partes/Órganos faltantes:**

*NINGUNA - Lengua - Pulmones - Corazón - Diafragma - Rúmen - Hígado - Intestinos - Útero/feto

*Cuartos traseros (%: _____) - Cuartos delanteros (%: _____) -Lomo (%: _____)

5)Tejido graso:

*Perirrenal (___) *Corazón: *Pericárdico (___) *Coronario (___)

6)Médula ósea:

6.a-Consistencia: *Sólida - Gelatinosa - Líquida 6.b-Color: *Roja - Amarilla - Blanca - Rosa oscura

7)Parásitos:

*Externos (_____) - Internos (_____)

8)Evidencia de viejas enfermedades/lesiones:**9)Diagnóstico general:**

9.a-Malformaciones congénitas: _____

9.b-Edemas: NO - SI (Grado:___ - Ubicación:_____)

9.c-Ganglios: Normales - Inflamados (Grado:___ - Ubicación:_____)

9.d-Color pulmones: Normal - Hepático

9.e-Contenido del rumen: Vacío - Lleno (Consistencia: Sólida - Normal - Líquida)(Material:_____)

9.f-Tejidos grasos (puntaje): *Perirrenal (___) *Corazón: *Pericárdico (___) *Coronario (___)

DIAGNÓSTICO FINAL Y OBSERVACIONES

5366
5367

ANEXO 11: Entrevista estructurada diseñada para recoger actitudes, percepciones y conductas hacia el manejo de la depredación en productores del Departamento Pilcaniyeu.

CÓDIGO	FECHA	Nº	GPS	Encuestador
				Institución

Datos generales entrevistado y el establecimiento

ESTABLECIMIENTO: _____ 1- SUPERFICIE _____

2- TENENCIA: Formal () - Precaria () -Descrip: _____)

3- NOMBRE _____ 4- EDAD _____ 5- AÑOS DE RESIDENCIA _____

6- EDUCACIÓN FORMAL:
Nivel: Ninguna ()- Primaria ()- Secundaria ()-Univ/Terc () Estado: Completo ()- Incompleto ()

7- ¿Cuántas personas dependen del establecimiento? Flia: _____ Empleados: _____

8- ¿Hay alguna fuente de ingreso extrapredial? No ()- Jub/Pensión ()- Trabajo extrapred ()- _____)

9- ¿Qué actividades se realizan en el predio?
 *GANADERÍA: Ovina ()- Caprina ()- Bovina () Finalidad: Venta ()- ConsFliar ()- Otro ()
 *CHACRA ()- Alfa ()- Otra: _____ Finalidad: Venta ()- ConsPredial ()- Otro ()
 *GRANJA: Gallinas ()- Pavos ()- Cerdos () Finalidad: Venta ()- ConsFliar ()- Otro ()
 Conejos ()- Ganzos ()- Otro: _____
 *HUERTA ()- INVERNADERO () Finalidad: Venta ()- ConsFliar ()- Otro ()
 *TURISMO: Rural ()- Cinegético ()
 *ARTESANÍAS () Finalidad: Venta ()- ConsPredial ()- Otro ()
 *OTRA: _____ Finalidad: Venta ()- ConsPredial ()- Otro ()

10- ¿Cuál de las actividades y qué producto es el que genera el mayor ingreso?
 *GANADERÍA: Ovina ()- Caprina ()- Bovina () *PRODUCTO: Fibra ()- Carne ()

11- ¿Forma parte de alguna asociación? *No ()- Coop ()- SocRural ()- Otra: _____

12- EXISTENCIAS GANADERAS

OVEJAS		CABRAS		VACAS		CABALLOS	
Madres		Madres		Madres		Yeguas	
Borregas		Cabrillas		Novillos		Potros	
Capones		Capones		Vaquill		Potrillos	
Carneros		Castrones		Toros			

OTROS	Temporada 2015-2016			Temporada 2016-2017			Temporada 2017-2018		
	CORDEROS	CHIVOS	TERNEROS	CORDEROS	CHIVOS	TERNEROS	CORDEROS	CHIVOS	TERNEROS

13- SEÑALADA _____

14.ov- ¿Cómo calificaría la última señalada de su MAJADA? Exc ()- MB ()- B ()- R ()- M ()- MM ()- Pésima ()-NS

15.ov- ¿A qué se lo atribuye?

14.cap- ¿Cómo calificaría la última señalada de su PIÑO Exc ()- MB ()- B ()- R ()- M ()- MM ()- Pésima ()-NS

15.cap¿A qué se lo atribuye?

16- ¿Cómo calificaría el estado actual de las pasturas de su campo?
 Exc ()- MB ()- B ()- R ()- M ()- MM ()- Pésima ()-NS

17- Respecto a la pastura disponible ¿Considera que la carga ganadera de su campo es...?
 ExcesivAlta ()- MuyAlta ()- Alta ()- Apropiada ()- Baja ()- MuyBaja ()- ExcesivBaja ()-NS

5368
5369
5370
5371

18- MANEJO GANADERO		
a- Extensivo	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
b- Recorrido diario	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
c- Rotación de potreros	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
d- A rodeo	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
*Todo el año ()- Durante parición ()- Otro: _____		
e- Encierre nocturno		Ovinos - Caprinos - Vacunos
*Todo el año ()- Durante parición ()- Otro: _____		
*Confina corderos/chivos durante todo el día (SI - NO) *¿Tiene cobertizo? (SI - NO)		
*¿Porqué encierra?		
f- Suplementación	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
*Categorías: _____		
*Periodo del ciclo: Pre-servicio ()- Pre-parto ()- Otro: _____		
*Composición ración: _____		*Resultados: E - MB - B - O - M - MM - P
g- Engorde a corral	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
*Categorías: _____		
*Periodo del ciclo: Pre-servicio ()- Pre-parto ()- Otro: _____		
*Composición ración: _____		
h- Destete precoz	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
i- Manejo holístico	(SI - NO)	Ovinos - Caprinos - Vacunos
j- Otro: _____		

19- FACTORES CAUSANTES DE PÉRDIDAS (¿Qué factores han generado pérdidas en su establecimiento el Umo año?)
 (Enumerar de > a < incidencia: ¿Cuáles producen más pérdidas?) (¿Cuánto perdió por cada factor?)

		Ovinos	Caprinos	Vacunos	RANKEO
a- Malnutrición por sequía	SI - NO				
b- Malnutrición por sobrepastoreo	SI - NO				
c- Aguachamiento	SI - NO				
d- Malpariciones (distocia?)	SI - NO				
e- Epidemia (muerte perinatal)	SI - NO				
f- Frío (hipotermia)	SI - NO				
g- Enfermedades	SI - NO				
h- Parásitos	SI - NO				
i- Intoxicación	SI - NO				
j- Problemas de preñez/reproductivos	SI - NO				
k- Abortos	SI - NO				
l- Depredación por puma	SI - NO				
l- Depredación por zorro colorado	SI - NO				
m- Depredación por perros domésticos	SI - NO				
n- Abigeato	SI - NO				
o- Extravío	SI - NO				
p- Causas desconocidas	SI - NO				
q- Otras causas	SI - NO				

5372

5373

5374

DEPREDACIÓN

1- NIVELES DE DAÑO. ¿Cuántas cabezas perdió por depredación en el último año? (ConReg - SinReg - NS)

	Temporada 2016-2017				Temporada 2017-2018			
	OVINOS	CAPRINOS	BOVINOS	EQUINOS	OVINOS	CAPRINOS	BOVINOS	EQUINOS
PUMA								
ZORRO C.								
PERRO DOM.								
ZORRO G.								
OTROS								

2- ¿Cómo identifica a la especie responsable del daño?

3- ¿Cuál de los depredadores le genera más problemas?

PERCEPCIÓN DE DAÑO Y RIESGO

4- Considera que en el último año la **depredación por depredadores silvestres** en su campo fue...

MuyAlta ()- Alta ()- Media ()- Baja ()- MuyBaja ()- Nula ()-NS

5- Considera que en el último año la **depredación por depredadores silvestres** en campos vecinos fue...

MuyAlta ()- Alta ()- Media ()- Baja ()- MuyBaja ()- Nula ()-NS

6- "La depredación por **depredadores silvestres** es una amenaza para su sustento"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

7- "La depredación por **depredadores silvestres** es una amenaza para la ganadería de la zona"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

4.c- Considera que en el último año la depredación por **PERROS DOMÉSTICOS** fue...

MuyAlta ()- Alta ()- Media ()- Baja ()- MuyBaja ()- Nula ()-NS

5.c- Considera que en el último año la depredación por **PERROS DOMÉSTICOS** en campos vecinos fue...

MuyAlta ()- Alta ()- Media ()- Baja ()- MuyBaja ()- Nula ()-NS

6.c- "La depredación por **PERROS DOMÉSTICOS** es una amenaza para su sustento"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

7.c- "La depredación por **PERROS DOMÉSTICOS** es una amenaza para la ganadería de la zona"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

8-MANEJO DE LA DEPREDACIÓN -¿Toma alguna medida para evitar la depredación? (NO - SI)

	PUMA	ZORRO C.	PERRO D.	ZORRO G.	OTRO
--	------	----------	----------	----------	------

9-CONTROL LETAL

a- Persecución activa					
b- Captura oportunista					
c- Reflectoreo					
d- Trampeo					
e- Cebos tóxicos (Huevo-Carne-Carroña)					
f- Otro					

5378

5379

10-MANEJO NO LETAL

a- Perros protectores					
b- Intensificación del manejo(*)					
c- Recorrido diario					
d- Destete precoz/venta					
e- Cencerro					
f- Otro					

- 11.a- En los últimos 2 años, la población de **PUMAS**...
 AumentóMucho ()- Aumentó ()- Estable ()- Disminuyó ()- DisminuyóMucho ()- SeExtinguió ()- NS
- 12.a- Con qué frecuencia encuentra daño por **PUMA**
 Diariamente ()- Semanalmente ()- Mensualmente ()- Estacionalmente ()- Anualmente ()- Nunca ()- NS
- 11.b- En los últimos 2 años, la población de **ZORRO COLORADO**...
 AumentóMucho ()- Aumentó ()- Estable ()- Disminuyó ()- DisminuyóMucho ()- SeExtinguió ()- NS
- 12.b- Con qué frecuencia encuentra daño por **ZORRO COLORADO**
 Diariamente ()- Semanalmente ()- Mensualmente ()- Estacionalmente ()- Anualmente ()- Nunca ()- NS
- 12.c- Con qué frecuencia encuentra daño por **PERRO**
 Diariamente ()- Semanalmente ()- Mensualmente ()- Estacionalmente ()- Anualmente ()- Nunca ()- NS

IMPLEMENTACIÓN DE CONDUCTAS

- 13.a- ¿Cuándo fue la última vez que cazó un **PUMA**? _____
- 14.a- ¿Cuántos **PUMAS** cazó el último año? _____
- 15.a- ¿Cómo calificaría los resultados? E - MB - B - 0 - M - MM - P
- 16.a- ¿Tiene cueros? SI - NO ¿Los cobró? Atodos () - Algunos () - Ninguno () ¿A cuánto (\$/cuero)? _____
- 13.b- ¿Cuándo fue la última vez que cazó un **ZORRO C.**? _____
- 14.b- ¿Cuántos **ZORROS C.** cazó el último año? _____
- 15.b- ¿Cómo calificaría los resultados? E - MB - B - 0 - M - MM - P
- 16.b- ¿Tiene cueros? SI - NO ¿Los cobró? SI - NO ¿A cuánto (\$/cuero)? _____
- 13.d - ¿Implementó alguna **PRÁCTICA PREVENTIVA** durante el último año?¿Cuáles?
- 15.d- ¿Cómo calificaría los resultados? E - MB - B - 0 - M - MM - P

ACTITUD HACIA LOS DEPREDADORES SILVESTRES

- 17- "Todos los **depredadores silvestres** son dañinos"
 TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
 EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()- NS
- 18.a- Si pudiera elegir, ¿Cuál prefiere que sea el estado (tendencia) de la población de **PUMAS** a futuro?
 QueAumenteMucho ()- QueAumente ()- Estable ()-
 QueDisminuya ()- QueDisminuyaMucho ()- QueSeExtinga ()- NS
- 18.b- Si pudiera elegir, ¿Cuál prefiere que sea el estado (tendencia) de la población de **ZORRO COLORADO** a futuro?
 QueAumenteMucho ()- QueAumente ()- Estable ()-
 QueDisminuya ()- QueDisminuyaMucho ()- QueSeExtinga ()- NS

ACTITUDES EMOCIONALES

- 19.a- Para Ud, cazar **PUMA** está... MB ()- B ()- R ()- M ()- MM ()- NS
- 20.a- A ud, la caza de **PUMA** le... LeGustaMucho ()- LeGusta ()- Interm ()- LeDisgusta ()- LeDisgustaMucho ()- NS
- 21.a- Para ud, la caza de **PUMA** es.. MuyDivertido ()- Divertido ()- Interm ()- Desagradable ()- MuyDesagradable ()- NS
- 19.b- Para Ud, cazar **ZORRO C.** está... MB ()- B ()- R ()- M ()- MM ()- NS
- 20.b- A ud, la caza de **ZORRO C.** le... LeGustaMucho ()- LeGusta ()- Interm ()- LeDisgusta ()- LeDisgustaMucho ()- NS

5380

21.b- Para ud, la caza de **ZORRO C.** es.. MuyDivertido ()- Divertido ()- Interm ()- Desagradable ()- MuyDesagradable ()- NS

19.d- Usar **prácticas preventivas** está... MB ()- B ()- R ()- M ()- MM ()- NS

20.d- Usar **prácticas preventivas** le... LeGustaMucho ()- LeGusta ()- Interm ()- LeDisgusta ()- LeDisgustaMucho ()- NS

ACTITUDES INSTRUMENTALES

22- Cazar **depredadores silvestres** es... MuyÚtil ()- Útil ()- Interm ()- Inútil ()- MuyInútil ()- NS

23- "*La caza de **depredadores silvestres** es la única forma de reducir el daño*"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

24- "*La venta de cueros de **depredadores silvestres** es una fuente de ingreso muy importante para su economía*"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

25- "*Usar prácticas preventivas es la forma más efectiva de reducir la depredación por **depredadores silvestres***"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

26- "*Combinar las prácticas preventivas con la caza es la mejor forma de reducir el daño por **depredadores silvestres***"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

27- "*Cazar **depredadores silvestres** que no hacen daño, hace que aparezcan **depredadores silvestres** dañinos*"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

28- "*Cazar **depredadores silvestres** hace que se plague de animales que compiten con el ganado*"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

29- "*Los **depredadores silvestres** controlan a especies que compiten con el ganado*"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

NORMAS INDUCTIVAS

30- "*En el ámbito rural los prod/trabajadores hábiles para cazar **depredadores** son más valorados que los que no cazan*"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

31- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros creen que está mal cazar **depredadores silvestres**?

Todos ()- MásdelaMitad ()- LaMitad ()- MenosdelaMitad ()- Ninguno ()

32- ¿Cuántos miembros de su familia creen que está mal cazar **depredadores silvestres**?

Todos ()- MásdelaMitad ()- LaMitad ()- MenosdelaMitad ()- Ninguno ()

33- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros lo alientan a cazar **depredadores silvestres**?

Todos ()- MásdelaMitad ()- LaMitad ()- MenosdelaMitad ()- Ninguno ()

34.i- "*La patronal lo alienta a cazar **depredadores silvestres***"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

34.ii- "*En el ámbito de la cooperativa/asociación rural se alienta a la caza de **depredadores silvestres***"

TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

NORMAS DESCRIPTIVAS

35- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros le dedica tiempo a la caza de **depredadores silvestres**?

Todos ()- MásdelaMitad ()- LaMitad ()- MenosdelaMitad ()- Ninguno ()

36.a- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros cazaron **PUMAS** en el último año?

- Todos ()- MásdeLaMitad ()- LaMitad ()- MenosdeLaMitad ()- Ninguno ()
- 36.b- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros cazaron **ZORRO C.** en el último año?
 Todos ()- MásdeLaMitad ()- LaMitad ()- MenosdeLaMitad ()- Ninguno ()
- 37- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros no hace nada para reducir el daño por **depredadores silvestres**?
 Todos ()- MásdeLaMitad ()- LaMitad ()- MenosdeLaMitad ()- Ninguno ()
- 38- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros aumentan sus ingresos con el cobro de cueros?
 Todos ()- MásdeLaMitad ()- LaMitad ()- MenosdeLaMitad ()- Ninguno ()

36.d- ¿Cuántos de sus vecinos/compañeros recurren a las **PRÁCTICAS PREVENTIVAS**?
 Todos ()- MásdeLaMitad ()- LaMitad ()- MenosdeLaMitad ()- Ninguno ()

CONTROL PERCIBIDO

- 39.a- "No es necesario contar con recursos o elementos ajenos al labor cotidiano, para cazar **PUMAS** "
 TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
 EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS
- 40.a- ¿Ud cuenta con todos los medios necesarios para cazar **PUMAS**?
 Todos ()- Algunos ()- Ninguno ()- NS /*¿Cuál les falta?
- 39.b- "No es necesario contar con recursos o elementos ajenos al labor cotidiano, para cazar **ZORROS C.** "
 TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
 EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS
- 40.b- ¿Ud cuenta con todos los medios necesarios para cazar **ZORRO C.**?
 Todos ()- Algunos ()- Ninguno ()- NS /*¿Cuál les falta?

AUTO-EFICIENCIA

- 41.a- Para Ud, cazar **PUMAS** es una tarea... MuyFácil ()- Fácil ()- Interm ()- Difícil ()- MuyDifícil ()- NS
- 42.a- ¿Cuán seguro está de poder cazar al próximo **PUMA** que encuentre?
 MuySeguro ()- Seguro ()- Interm ()- Inseguro ()- MuyInseguro ()- NS
- 43.a- Cuando intenta cazar un **PUMA** ¿Hay algún motivo que le impida hacerlo?¿Cuál/es?
 Muchos ()- Algunos ()- Interm ()- Pocos ()- Ninguno ()- NS/
- 41.b- Para Ud, cazar **ZORROS C.** es una tarea... MuyFácil ()- Fácil ()- Interm ()- Difícil ()- MuyDifícil ()- NS
- 42.b- ¿Cuán seguro está de poder cazar al próximo **ZORROS C.** que encuentre?
 MuySeguro ()- Seguro ()- Interm ()- Inseguro ()- MuyInseguro ()- NS
- 43.b- Cundo intenta cazar un **ZORROS C.** ¿Hay algún motivo que le impida hacerlo?¿Cuál/es?
 Muchos ()- Algunos ()- Interm ()- Pocos ()- Ninguno ()- NS/

41.d- Para Ud,usar **prácticas preventivas** es... MuyFácil ()- Fácil ()- Interm ()- Difícil ()- MuyDifícil ()- NS

42.d- ¿Cuán seguro está de poder implementar **prácticas preventivas** a futuro?
 MuySeguro ()- Seguro ()- Interm ()- Inseguro ()- MuyInseguro ()- NS

43.d- Cuando intentar implementar **prácticas preventivas**¿Hay algún motivo que le impida hacerlo?¿Cuál/es?
 Muchos ()- Algunos ()- Interm ()- Pocos ()- Ninguno ()- NS/

MOTIVACIONES EXTERNAS

- 44.a- "El cobro de los cueros de **PUMA** es la única razón por la que caza"
 TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
 EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS
- 44.b- "El cobro de los cueros de **ZORRO C.** es la única razón por la que caza"
 TotalmenteDeAcuerdo ()- MuyDeAcuerdo ()- DeAcuerdo()- Interm ()-
 EnDesacuerdo ()- MuyEnDesacuerdo ()- TotalmenteEnDesacuerdo ()-NS

INTENCIÓN COMPORTAMENTAL

45.a- "Ud intentará cazar al próximo **PUMA** que encuentre"

MuyProbable ()- Probable ()-Interm ()- Improbable ()- MuyImprobable ()- NS

45.b- "Ud intentará cazar al próximo **ZORRO C.** que encuentre"

MuyProbable ()- Probable ()-Interm ()- Improbable ()- MuyImprobable ()- NS

45.d- "Ud intentará aplicar **PRÁCTICAS PREVENTIVAS** de la depredación"

MuyProbable ()- Probable ()-Interm ()- Improbable ()- MuyImprobable ()- NS

5385

5386

5387

5388

5389

5390

5391

5392

5393

5394

5395

5396

5397

5398

5399

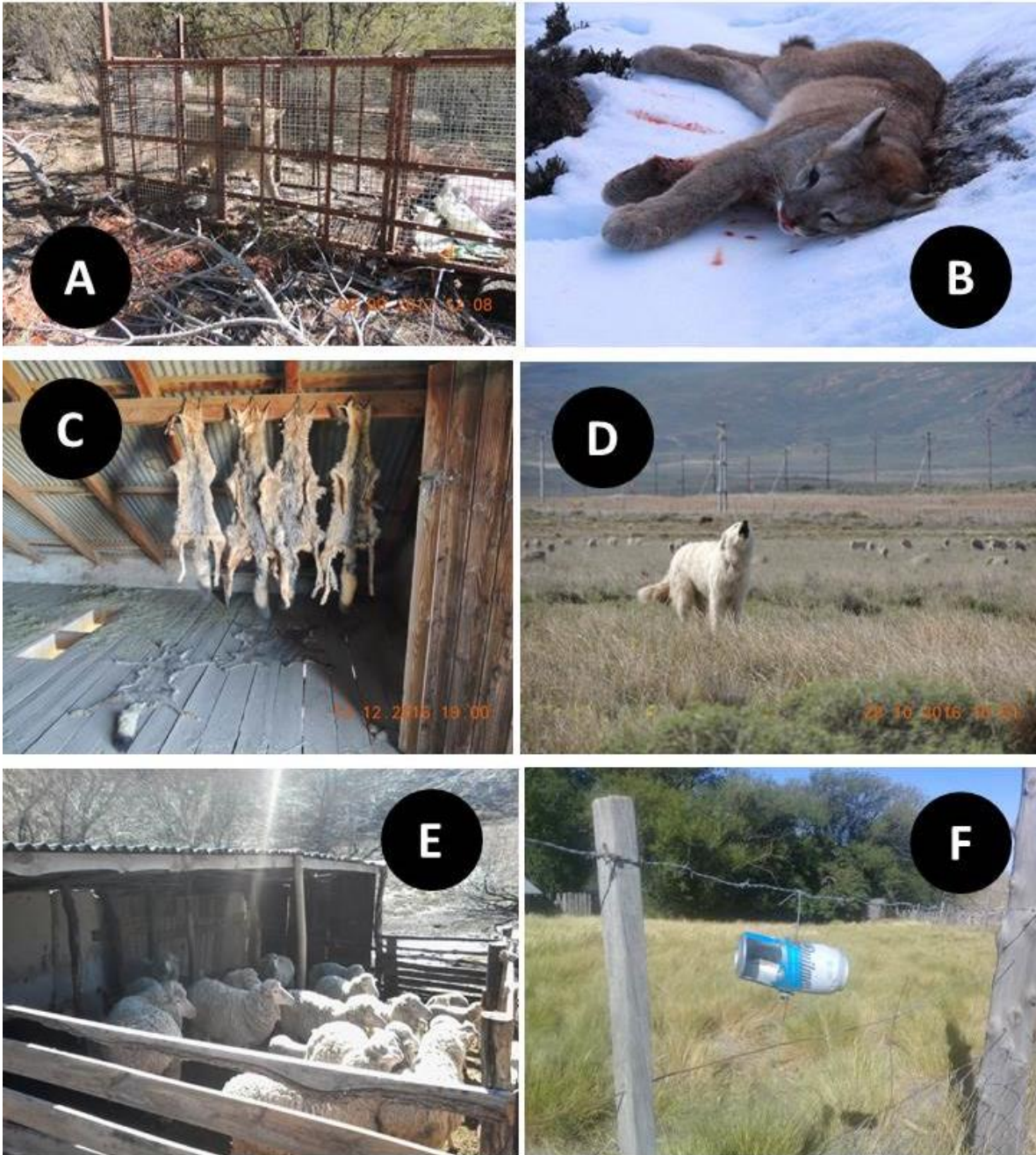
5400

5401

5402

5403

5404 **ANEXO 12:** Registros de algunos métodos de manejo de la depredación empleados en el Departamento
5405 Pilcaniyeu. Descripción: (A) puma hembra adulta capturada mediante una “trampa-jaula” en una de las
5406 estancias, (B) juvenil de puma capturado en un evento de caza coordinado entre el personal de una de las
5407 estancias (Fotografía: gentileza autor anónimo), (C) acopio y secado de cueros de zorro colorado, destinados
5408 al cobro de recompensas en una de las estancias, (D) Perro Protector de Ganado en una de las estancias, (E)
5409 corral de encierre nocturno y cobertizo implementado por un pequeño productor familiar de Pichi Leufú, y (F)
5410 dispositivo casero de disuasión confeccionado e implementado por un pequeño productor familiar de la zona
5411 rural de Pichi Leufú Abajo (Departamento Pilcaniyeu, Río Negro).



5412

5413