

**Efecto de las forestaciones sobre el uso de hábitat y la disponibilidad  
de recursos de mamíferos carnívoros nativos en el NO Patagónico**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Ciencias Agropecuarias*

**María Victoria Lantschner**

Lic. Cs. Biológicas - Universidad Nacional del Comahue - 2005

Lugar de trabajo: INTA EEA Bariloche



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



## COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

**John P. Hayes**

B.S. Wildlife Science (Oregon State University)

M.S. General Studies - Biology (Southern Oregon State College)

Ph.D. (Cornell University)

Co-director

**Tomás M. Schlichter**

Ing. Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Ph. D. (Georg-August Universität Göttingen)

Consejero de estudios

**Enrique J. Chaneton**

Lic. Cs. Biológicas (Centro de Altos Estudios en Cs. Exactas)

M.S. Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)

Ph.D. (University of London)

## JURADO DE TESIS

Director de tesis

**John P. Hayes**

B.S. Wildlife Science (Oregon State University)

M.S. General Studies - Biology (Southern Oregon State College)

Ph.D. (Cornell University)

JURADO

**Andrés J. Novaro**

Lic. Cs. Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

M.S. (University of Florida)

Ph. D. (University of Florida)

JURADO

**Alejandro Travaini**

Lic. Cs. Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Dr. Cs. Biológicas (Universidad Autónoma de Madrid)

JURADO

**Ricardo E. Baldi**

Lic. Cs. Biológicas (Universidad Nacional de la Patagonia)

Ph. D. (University of London)

Fecha de defensa de la tesis: 16 de marzo de 2012

## AGRADECIMIENTOS

La realización de esta tesis doctoral fue posible gracias a la ayuda de muchas personas, que de diversas formas, me apoyaron en diferentes fases del trabajo. En primer lugar quisiera agradecer a Verónica Rusch, por motivarme a asumir el desafío de llevar a cabo esta tesis, y apoyarme, aconsejarme y ayudarme durante todo su desarrollo. También quisiera agradecer a John Hayes, por aceptar la difícil tarea de dirigirme desde tan lejos, por transmitirme su experiencia y consejos, que enriquecieron las distintas partes de este trabajo. A Tomás Schlichter, por su apoyo y confianza; y a Enrique Chaneton, por orientarme y estar siempre disponible ante mis consultas.

Quiero agradecer también a mis compañeros del INTA Bariloche, por ayudarme, acompañarme, aconsejarme en las distintas fases del doctorado, y compartir el trabajo del día a día durante todos estos años. Especialmente agradezco a Verónica Rusch, Mauro Sarasola, Santiago Varela, Gonzalo Caballé, Mercedes de Urquiza, Ma Elena Fernández, Javier Gyenge, Mariana Weigandt, Guillermina Dalla Salda, Alejandro Martínez-Meier, Juan Corley, José Villacide, Maité Masciocchi, e Inés Bertoldi.

Fue fundamental también para la realización de este trabajo, el incondicional apoyo de toda mi familia, particularmente de mis padres y hermanos, por estar siempre presentes, por tanto cariño y paciencia, por motivarme a seguir adelante con todos mis proyectos.

Debo agradecer además a Thomas Retschizegger, encargado de la estancia Santa Lucía; Hugo Brockerhof encargado de la estancia San Jorge; Rupert von Haniel, dueño de la estancia Lemu Cuyen; Eduardo Encalada, encargado de la estancia Chacabuco; quienes me permitieron trabajar en sus predios, y me asistieron y ayudaron durante las extensas jornadas de campo, facilitando inmensamente mi trabajo. Agradezco también a la Administración de Parques Nacionales, y a la Dirección Provincial de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Neuquén, por otorgar los respectivos permisos para llevar a cabo los trabajos de campo.

Quiero agradecer la colaboración de colegas y amigos, que de diversas formas me guiaron y aconsejaron en las distintas fases de este trabajo. Principalmente agradezco a Natalia Fracassi y Javier Pereira, por haberme ayudado desde el comienzo de este proyecto, aconsejándome y enseñándome las metodologías de muestreo, y haberme transmitido su pasión por el estudio de los mamíferos; también extendiendo mi agradecimiento a Richard Sage, Julieta von Thungen, Hernán Pastore, Martín Monteverde, Martín Funes, Alejandro Vila, y Jeffrey Thompson. A todas las personas que me ayudaron durante el trabajo de campo: Iris Cáceres Saez, Priscila Edwards, Elodie Canonici, Natalia Fracassi, Mercedes de Urquiza, Daniela Rivarola, Manuel de Paz, Pablo Naim, Ana Paula Blanzina. Y a mis amigos biólogos, con quienes compartí todos estos años de “doctorando”: Meli, Jor, Nadia, Patito, Nati, Viki, Romi, Lina, y Nacho.

Mis agradecimientos a los jurados de esta tesis, Alejandro Travaini, Andrés Novaro, y Ricardo Baldi, por el aporte que hicieron a través de sus observaciones, correcciones y sugerencias, permitiendo mejorar considerablemente la versión final de esta tesis.

Agradezco a la EEA INTA Bariloche por haberme brindado el lugar de trabajo, y al CONICET por haber apoyado la realización de este doctorado mediante una beca. La financiación para la realización de este trabajo fue aportada por el INTA, a través del

proyecto nacional: “Análisis de factores críticos para la sustentabilidad de plantaciones forestales” (PNFOR-2214 y PNFOR-042141), y por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, a través del proyecto: “Indicadores de Sustentabilidad Física y Biológica en Sistemas Agrícolas y Forestales. Subproyecto: Sustentabilidad Física y Biológica de Plantaciones Forestales en Patagonia” (PAE-22552).

## DECLARACIÓN

*Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.*

María Victoria Lantschner

## **PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS**

- Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2011. Influences of pine plantations on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. *Mammalia* 75(3): 249-255.
- Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269: 271-278.

## ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS .....	iii
DECLARACIÓN .....	v
PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS.....	vi
ÍNDICE GENERAL.....	vii
ÍNDICE DE CUADROS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
RESÚMEN .....	xv
ABSTRACT.....	xvi
CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1. Marco General.....	2
1.2. Modelos de estudio de la biodiversidad en sistemas productivos .....	2
1.3. Biodiversidad en plantaciones forestales .....	3
1.4. Contexto Regional en Patagonia .....	5
1.4.1. Ecotono estepa bosque .....	5
1.4.2. Usos del suelo y principales perturbaciones de origen antrópico .....	6
1.4.3. Plantaciones Forestales .....	7
1.4.4. Impacto ambiental de las plantaciones forestales .....	9
1.5. Mamíferos carnívoros en sistemas modificados por el hombre .....	11
1.5.1. Rol de los carnívoros.....	11
1.5.2. Ecología y conservación de los carnívoros patagónicos .....	12
1.5.3. Impacto de las actividades humanas sobre los carnívoros patagónicos ....	14
1.6. Objetivos, hipótesis, predicciones y estructura de la tesis.....	15
1.6.1. Objetivos .....	15
1.6.2. Hipótesis.....	16
1.6.3. Predicciones .....	16
1.6.4. Estructura de la tesis.....	17
1.7. Área de estudio .....	18
1.7.1. Descripción General.....	18
1.7.2. Vegetación.....	20
1.7.3. Otros usos de la tierra.....	22
1.7.4. Justificación de la selección del área de estudio .....	22
CAPÍTULO 2 USO DEL HABITAT POR PARTE DE LOS CARNÍVOROS EN VEGETACIÓN NATIVA Y FORESTACIONES.....	23
2.1. Introducción.....	24
2.2. Metodología.....	26
2.2.1. Diseño de muestreo .....	26

2.2.2.	Muestreo de carnívoros .....	29
2.2.3.	Análisis de datos .....	31
2.3.	Resultados .....	33
2.3.1.	Vegetación nativa vs. Plantaciones densas .....	33
2.3.2.	Patrón de uso de las áreas forestadas .....	34
2.3.3.	Modelo de ocupación para el zorro colorado .....	36
2.3.4.	Patrón de actividad horaria .....	36
2.4.	Discusión .....	38
2.4.1.	Uso del hábitat por los carnívoros .....	38
2.4.2.	Limitantes de la información obtenida .....	39
2.4.3.	Especies no registradas .....	40
2.4.4.	Consideraciones finales .....	42
<b>CAPÍTULO 3 CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT ESTRUCTURAL A DISTINTAS ESCALAS ESPACIALES .....</b>		<b>43</b>
3.1.	Introducción .....	44
3.2.	Metodología .....	46
3.2.1.	Escala de sitio .....	46
3.2.2.	Escala de paisaje .....	47
3.2.3.	Análisis de datos .....	49
3.3.	Resultados .....	50
3.3.1.	Escala de sitio .....	50
3.3.2.	Escala de paisaje .....	55
3.4.	Discusión .....	60
<b>CAPÍTULO 4 CONSUMO Y DISPONIBILIDAD DE RECURSOS TRÓFICOS ...</b>		<b>64</b>
4.1.	Introducción .....	65
4.2.	Metodología .....	66
4.2.1.	Composición de la dieta de los carnívoros .....	66
4.2.2.	Disponibilidad de alimento .....	67
4.3.	Resultados .....	70
4.3.1.	Composición de la dieta de los carnívoros .....	70
4.3.2.	Disponibilidad de recursos tróficos .....	71
4.4.	Discusión .....	78
4.4.1.	Principales presas consumidas .....	78
4.4.2.	Cambios en la disponibilidad de pequeños mamíferos .....	79
4.4.3.	Cambios en los medianos y grandes herbívoros .....	80
4.4.4.	Cambios en los artrópodos .....	81
4.4.5.	Consideraciones finales .....	82

CAPÍTULO 5 RELACIONES ENTRE LOS CARNÍVOROS, SUS PRESAS, Y EL HÁBITAT ESTRUCTURAL.....	83
5.1. Introducción.....	84
5.2. Metodología.....	85
5.2.1. Relación entre presas y hábitat estructural.....	85
5.2.2. Relación entre carnívoros y hábitat estructural.....	86
5.2.3. Relación de los carnívoros entre sí, y con sus presas.....	86
5.2.4. Modelos de hábitat.....	87
5.2.5. Análisis multivariado.....	89
5.3. Resultados.....	89
5.3.1. Relación entre presas y hábitat estructural.....	89
5.3.2. Relación entre carnívoros y hábitat estructural.....	91
5.3.3. Relación de los carnívoros entre sí, y con sus presas.....	93
5.3.4. Modelos de hábitat.....	94
5.3.5. Análisis multivariado.....	98
5.4. Discusión.....	100
5.4.1. Relación de los carnívoros con sus presas y el hábitat estructural.....	100
5.4.2. Relación de las presas con el hábitat estructural.....	102
5.4.3. Consideraciones finales.....	103
CAPÍTULO 6 DISCUSIÓN GENERAL E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO Y LA CONSERVACIÓN.....	104
6.1. Principales hallazgos.....	105
6.2. Respuestas de los carnívoros a la modificación del hábitat.....	105
6.3. Cambios en la red trófica: rol del contexto regional.....	110
6.4. Implicancias de manejo.....	111
6.5. Conclusiones finales: Alcances y limitantes del estudio.....	116
BIBLIOGRAFÍA.....	118
APÉNDICES.....	140

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1. Resumen de los sitios muestreados, número de días trampas activos y perdidos, en cada tipo de hábitat, durante el total del periodo muestreado. ....	30
Cuadro 2.2. Frecuencia y número total de registros de las cuatro especies de carnívoros detectadas, en los cinco tipos de hábitats muestreados, VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, PR: plantación rala, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa. Se describe, para cada tipo de hábitat, el número de estaciones en las cuales estuvo presente cada especie, y entre paréntesis el porcentaje del total de estaciones de dicho tipo de hábitat representa; y el número total de visitas para el total de estaciones en cada tipo de hábitat para cada especie.....	35
Cuadro 3.1. Descripción de las variables de hábitat a escala de sitio medidas.....	47
Cuadro 3.2. Descripción de las variables de hábitat a escala de paisaje medidas. ....	49
Cuadro 3.3. Promedios y error estándar entre paréntesis de las variables de hábitat a escala de sitio, para cada tipo de hábitat. VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala.....	51
Cuadro 3.4. Resultados del ANOSIM en base a la composición del estrato herbáceo y arbustivo de los distintos tipos de hábitat. Se indican los valores de R, derivados del índice de Bray-Curtis, el cual refleja el grado de separación entre los tipos de vegetación en base a su composición de especies. VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. H: estrato herbáceo, A: estrato arbustivo.....	54
Cuadro 4.1. Número total de capturas para cada especie registrada en los tres tipos de hábitats muestreados, VN: vegetación nativa, Pl: plantación, y Cf: cortafuego. Entre paréntesis se muestra el mínimo número vivo. Se indican los valores de $\chi^2$ de la prueba de Kruskal-Wallis para comparar número de capturas entre tipos de hábitat. ....	71
Cuadro 4.2. Frecuencia de visitas y tasa de registro de ciervo colorado, jabalí y liebre, en los diferentes tipos de hábitat. VN: vegetación nativa, RVN: remanente de vegetación nativa, Pl: plantación densa, PR: plantación rala. Se describe, para cada tipo de hábitat, el número de estaciones en las cuales estuvo presente cada especie, y entre paréntesis el porcentaje del total de estaciones de dicho tipo de hábitat representa; y el número total de visitas para el total de estaciones en cada tipo de hábitat para cada especie. ....	74
Cuadro 4.3. Biomasa promedio (error estándar) de los órdenes de artrópodos para los tres tipos de hábitats. VN: vegetación nativa, Cf: cortafuego, Pl: plantación. Los valores se expresan en miligramos. Se indica el valor de F para las pruebas de ANOVA entre los tres tipos de hábitat.....	77
Cuadro 5.1. Coeficientes de la correlación de Spearman del número de capturas por sitio de <i>Abrothrix longipilis</i> con las variables de hábitat estructural. * $p < 0,1$ ; ** $p < 0,05$ .	89
Cuadro 5.2. Coeficientes de correlación de Spearman entre el número de visitas de las especies de herbívoros silvestres y las variables de hábitat estructural a escala de sitio y de paisaje, para los 69 sitios muestreados mediante trampas cámara. * $p < 0,1$ ** $p < 0,05$ *** $p < 0,001$ .	90
Cuadro 5.3. Coeficientes de correlación de Spearman entre los valores de biomasa por sitio de los distintos órdenes de Artrópodos y las variables de hábitat estructural a escala	

de sitio, para los 15 sitios muestreados mediante trampas de caída. \*  $p < 0,1$  \*\*  $p < 0,05$  \*\*\*  $p < 0,001$  ..... 91

Cuadro 5.4. Coeficientes de correlación de Spearman entre el número de visitas de las especies de carnívoros y las variables de hábitat estructural a escala de sitio y de paisaje, para los 69 sitios muestreados mediante trampas cámara. \*  $p < 0,1$  \*\*  $p < 0,05$  \*\*\*  $p < 0,001$ ..... 92

Cuadro 5.5. Correlaciones de Spearman entre el número de visitas de las especies de carnívoros y de sus posibles presas. Entre paréntesis se indican el número de sitios considerados para cada especie. CC: coeficiente de correlación. \*  $p < 0,1$  \*\*  $p < 0,05$  \*\*\*  $p < 0,001$ . ..... 93

Cuadro 5.6. Variables incluidas en los distintos modelos de regresión logística realizados, y valores de ajuste de cada modelo, para el zorro colorado. %PCC: porcentaje presencias correctamente clasificadas, %ACC: porcentaje ausencias correctamente clasificadas, %OCC: porcentaje observaciones correctamente clasificadas. .... 95

Cuadro 5.7. Parámetros y estadísticos del modelo seleccionado. .... 95

Cuadro 5.8. Variables incluidas en los distintos modelos de regresión logística realizados para los herbívoros silvestres, y valores de ajuste de cada modelo. %PCC: porcentaje presencias correctamente clasificadas, %ACC: porcentaje ausencias correctamente clasificadas, %OCC: porcentaje observaciones correctamente clasificadas. Para descripción de las variables ver Cuadro 3.1 y Cuadro 3.2. .... 97

Cuadro 5.9. Parámetros y estadísticos del modelo de regresión logística con mejor ajuste (AIC) para cada una de las especies de herbívoros silvestres..... 97

Cuadro 6.1. Prácticas de manejo sugeridas para promover la presencia de las especies de carnívoros estudiadas, en base a las variables identificadas como relevantes para dichas especies en el área de estudio. Se indican también las variables a monitorear para la evaluación de la efectividad de las prácticas, así como las potenciales especies favorecidas directamente a partir de la aplicación de las prácticas..... 115

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Superficie y distribución de las plantaciones de coníferas exóticas de rápido crecimiento en la Patagonia argentina, respecto a los ecosistemas dominantes de la región (Olson <i>et al.</i> 2001). Fuente de las plantaciones: Inventario Nacional de Plantaciones Forestales (SAGPyA 2001) para las provincias de Río Negro y Chubut; e Inventario de Bosque Implantado de la Provincia del Neuquén (CFI-FUNDFAEF 2009), para la provincia de Neuquén. A la derecha, imágenes de forestaciones en los tipos de ambientes más comúnmente reemplazados. ....	8
Figura 1.2. Ubicación del área de estudio. Las áreas rayadas indican jurisdicción de Parques Nacionales, líneas diagonales: PN Lanín, líneas horizontales: PN Nahuel Huapi. ....	19
Figura 1.3. Imágenes de los paisajes dominantes en el área de estudio. Arriba: vegetación nativa en la que se observa un mosaico de estepa con bosquetes de ciprés, parches de matorral de ñire en el fondo de valle, y abundantes afloramientos rocosos. Abajo: Plantaciones de pino. ....	20
Figura 1.4. Área total de coníferas plantadas por año, en el Valle de Meliquina. ....	21
Figura 1.5. Porcentaje del área total plantada representada por cada especie, o combinación de especies, en el Valle de Meliquina. ....	21
Figura 2.1. Ubicación de los sitios de muestreo en vegetación nativa y plantaciones. ....	27
Figura 2.2. Ubicación de los sitios de muestreo en remanentes de vegetación nativa, plantaciones ralas, y cortafuegos. ....	28
Figura 2.3. Fotografía (A) y esquema (B) del sistema utilizado para colocar el cebo en cada estación de muestreo. ....	31
Figura 2.4. Imágenes de las cuatro especies de carnívoros nativas registradas en el área de estudio, mediante trampas cámara. Arriba: <i>Lycalopex culpaeus</i> (zorro colorado), y <i>Conepatus chinga</i> (zorrino común). Abajo: <i>Leopardus geoffroyi</i> (gato montés) y <i>Puma concolor</i> (puma). ....	33
Figura 2.5. Diagrama de cajas en el que se grafica el número de visitas por sitio cada 10 días de las especies de carnívoros registradas en vegetación nativa y plantación densa. Las cajas indican la mediana, y los percentiles del 20% y 80%, las barras indican los valores máximos. ....	34
Figura 2.6. Diagrama de cajas en el que se grafica el número de visitas por sitio cada 10 días de las especies de carnívoros registradas en los distintos tipos de hábitats dentro del paisaje forestado. Las cajas indican la mediana, y los percentiles del 20% y 80%, mientras que las barras indican los valores máximos. ....	35
Figura 2.7. Patrón de actividad nocturno (20 hs. a 8 hs.) de las especies de carnívoros nativos registradas mediante trampas cámara, expresado como el número de visitas por sitio cada 10 días, agrupadas en rangos horarios de dos horas. ....	37
Figura 2.8. Patrón de actividad nocturno (20 hs. a 8 hs.) del zorro colorado en los distintos tipos de hábitats muestreados, expresado como el número de visitas por sitio cada 10 días, agrupadas en rangos horarios de dos horas. ....	37
Figura 3.1. Ilustración de las parcelas de muestreo a escala de sitio (celeste) y a escala de paisaje (rojo), sobre un fragmento del mapa de tipos de coberturas. ....	49

Figura 3.2. Valor promedio de cobertura herbácea y arbustiva en cada tipo de vegetación. VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. Las barras indican el error estándar. ....	51
Figura 3.3. Distribución de las coberturas arbóreas en los distintos tipos de hábitat muestreados. ....	52
Figura 3.4. Diagramas del Análisis de Componentes Principales. A) Sitios: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (●), remanente de vegetación nativa (Δ), plantación rala (▲). B) Variables estructurales de sitio. Para descripción de las variables de sitio ver Cuadro 3.1. ....	53
Figura 3.5. Valor promedio de riqueza herbácea y arbustiva en cada tipo de vegetación. VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. Las barras indican error estándar. ....	54
Figura 3.6. Mapa de los tipos de coberturas del área de estudio, escala 1:30.000. ....	56
Figura 3.7. Proporción promedio por sitio del área abarcadas por: a) Bosque de ciprés / estepa, b) Plantación, c) Matorral bosque de ñire, en cada tipo de hábitat, para los tres tamaños de parcela. Las barras indican error estándar. VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, PR: plantación rala, RVN: remanente de vegetación nativa. ....	57
Figura 3.8. Distribución de los sitios en función de la distancia a estructuras del paisaje relevantes para los carnívoros: a) arroyos y ríos; b) roquedales. Los sitios están discriminados por el tipo de hábitat al que pertenecen. ....	58
Figura 3.9. Número de parches promedio por tipo de hábitat, en los tres tamaños de parcelas. ....	59
Figura 3.10. Diagramas del Análisis de Componentes Principales. A) Sitios: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (●), remanente de vegetación nativa (Δ), plantación rala (▲). B) Variables de paisaje a escala de 1km de radio. Para descripción de las variables de paisaje ver Cuadro 3.2. ....	60
Figura 4.1. Ubicación de las transectas de recolección de heces, en vegetación nativa (N = 33), cortafuegos (N = 33), y plantaciones (N = 33). ....	67
Figura 4.2. Número promedio de heces por transecta en vegetación nativa, cortafuegos, y plantaciones, para cada especie de carnívoro. Las barras indican error estándar. ....	70
Figura 4.3. Frecuencia relativa de los distintos ítems consumidos por las especies de carnívoros para las cuales se obtuvieron datos. ....	71
Figura 4.4. Número medio de capturas de pequeños mamíferos por sitio, en vegetación nativa, cortafuego, y plantación de pino (media ± error estándar), durante las cuatro temporadas muestreadas. ....	72
Figura 4.5. Número promedio de especies de pequeños mamíferos por sitio en vegetación nativa, cortafuego, y plantación de pino (media ± error estándar). ....	72
Figura 4.6. Imágenes de las especies de herbívoros silvestres registradas mediante las trampas cámara. De izquierda a derecha: ciervo colorado, jabalí, y liebre europea. ....	73
Figura 4.7. Diagrama de cajas en el que se grafica el número de visitas por sitio cada 10 días de las especies de herbívoros silvestres registradas, en vegetación nativa (continua y remanentes), plantación (rala y densa), y cortafuego. Las cajas indican la mediana, y	

los percentiles del 20% y 80%, mientras que las barras indican los valores máximos, descartando valores extremos. ....	74
Figura 4.8. Patrón de actividad horaria de los herbívoros silvestres registrados mediante trampas cámara en los distintos tipos de hábitats: a) ciervo colorado, b) jabalí, c) liebre europea. Se indican número de visitas por sitio cada 10 días. ....	75
Figura 4.9. Proporción de los sitios con presencia de vacas, en cada tipo de hábitat, VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, PR: plantación rala, RVN: remanente de vegetación nativa. ....	76
Figura 4.10. Biomasa total de artrópodos por tipo de hábitat. VN: vegetación nativa, Cf: cortafuego, Pl: plantación. La barra indica error estándar. ....	77
Figura 5.1. Relaciones entre los factores determinantes del uso del hábitat por parte de los carnívoros. Las flechas indicaron cómo la abundancia y diversidad de presas determina la disponibilidad de alimento de los carnívoros. Mientras que las características del hábitat estructural determinan la disponibilidad de refugio de los carnívoros, así como también la disponibilidad de refugio y alimento de sus presas.....	85
Figura 5.2. Coeficiente de autocorrelación espacial de los datos de presencia/ausencia para cada una de las especies, a diferentes escalas espaciales. 1 celda ( $r = 1$ km. A) zorro colorado, B) ciervo colorado, C) jabalí, D) liebre europea. ....	88
Figura 5.3. Análisis de autocorrelación espacial de los datos de presencia del zorro colorado, mediante el método O-ring (Wiegand-Moloney), el modelo nulo de “random labeling”, y un ancho de anillo de 2 celdas. ....	94
Figura 5.4. Análisis de autocorrelación espacial de los datos de presencia de las especies de mamíferos herbívoros, mediante el método O-ring, el modelo nulo de “random labeling”, y un ancho de anillo de 2 celdas. A) ciervo colorado, B) jabalí, C) liebre.....	96
Figura 5.5. Diagrama del Análisis de Correspondencia Canónico para las especies registradas mediante las trampas cámara, utilizando como variables ambientales las variables de hábitat a escala de sitio. Se grafican los sitios con distintos símbolos en base al tipo de hábitat: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (●), remanente de vegetación nativa (△), plantación rala (▲). Las especies se indican con una cruz. ....	98
Figura 5.6. Diagrama del Análisis de Correspondencia Canónico para las especies registradas mediante las trampas cámara, utilizando como variables ambientales las variables de hábitat a escala de sitio. Se grafican los sitios con distintos símbolos en base al tipo de hábitat: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (●), remanente de vegetación nativa (△), plantación rala (▲). Las especies se indican con una cruz. ....	99

## RESÚMEN

### **Efecto de las forestaciones sobre el uso de hábitat y la disponibilidad de recursos de mamíferos carnívoros nativos en el NO Patagónico**

La plantación de pino en Patagonia ha aumentado en las últimas décadas, y es escaso el conocimiento de su impacto sobre la biodiversidad, particularmente sobre especies de altos requerimientos de hábitat. Mediante trampas cámara se estudiaron cambios en el uso de hábitat de carnívoros en vegetación de ecotono estepa-bosque respecto a plantaciones, y a otras estructuras del paisaje forestado, como cortafuegos, remanentes de vegetación nativa, y plantaciones ralas. Para explorar las diferencias en el uso del hábitat, se caracterizó el mismo a distintas escalas espaciales y se determinó la abundancia recursos tróficos. Se registraron cuatro especies: 1) Gato montés (*Leopardus geoffroyi*), fue registrado en vegetación nativa, cortafuegos y remanentes de vegetación nativa, pero no en plantaciones; estuvo correlacionado negativamente con la cobertura y densidad arbórea y positivamente con la abundancia de liebre. 2) Zorro colorado (*Lycalopex culpaeus*) y 3) zorrino (*Conepatus chinga*), fueron más abundantes en vegetación nativa que en plantaciones, y dentro del paisaje forestado prefirieron plantaciones ralas y cortafuegos. Ambas se asociaron positivamente a la cobertura de vegetación nativa, y el zorro también se asoció positivamente a la abundancia de liebre y riqueza herbácea. 4) Puma (*Puma concolor*) utilizó en similar medida todos los tipos de hábitat; y se asoció positivamente con la abundancia de jabalí y cobertura de plantación a escala de paisaje. En conclusión, las plantaciones desencadenan cambios en los distintos niveles tróficos de la comunidad, afectando a las presas nativas y favoreciendo a las exóticas, lo cual repercute de distinta manera sobre los carnívoros. A pesar de que gran parte de las especies se ven afectadas en alguna medida, los resultados indican que mediante prácticas de manejo y diseños de paisaje es posible mejorar significativamente la calidad del hábitat, de modo de hacer compatible la actividad forestal con la conservación de la fauna.

**Palabras clave:** biodiversidad, plantación, *Pinus ponderosa*, manejo forestal, diseño de paisaje

## ABSTRACT

### **Effect of afforestations on habitat use and resources availability of native carnivorous mammals in NW Patagonia**

Pine plantations have increased in Patagonia during the last decades, and little is known about their impact on biodiversity, particularly on species with high habitat requirements. Camera-trap samplings were performed to study the habitat use of carnivore mammal species in forest-steppe ecotone vegetation compared to pine plantations and other landscape structures, such as firebreaks, remnants of native vegetation, and sparse plantations. To explain differences in use, the habitat was characterized at different spatial scales, and the abundance of trophic resources was determined. Four species were recorded: 1) Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*), was recorded in native vegetation, firebreaks and remnants of native vegetation, but not in plantations, this species was negatively correlated with tree cover and arboreal density, and positively with the abundance of European hare. 2) Culpeo fox (*Lycalopex culpaeus*) and 3) Hog-nosed Skunk (*Conepatus chinga*) were more abundant in native vegetation than in pine plantations, while in afforested landscapes this species were more abundant in sparse plantations and firebreaks. Both species were positively associated with native vegetation cover, while Culpeo fox was also positively associated with European hare abundance and herbaceous richness. 4) Cougar (*Puma concolor*) was detected in all habitat types and did not exhibit any preference, although this species was positively associated with the abundance of wild boar and the amount of area with pine plantations at the landscape scale. In conclusion, plantations trigger changes at different trophic levels of the community, affecting native preys and favoring exotic ones, which impact differently on carnivore species. Although most species are affected to some extent, the results indicate that through management practices and landscape design it is possible to significantly improve the quality of habitat, and make forestry compatible with wildlife conservation.

**Key words:** biodiversity, forest plantation, *Pinus ponderosa*, forest management, landscape design.

# CAPÍTULO 1

## INTRODUCCIÓN GENERAL



## 1.1. Marco General

La conservación de la biodiversidad es considerada un objetivo importante a nivel mundial (2000a), tanto por su valor estético, ético, y económico, como también por su importancia funcional en los ecosistemas (Ehrlich y Ehrlich 1992). Hasta principios de la década de los '90, los programas de conservación a escala global, se han focalizado principalmente en la creación de áreas protegidas (Norton 1999). Sin embargo, actualmente se considera que éstas son insuficientes para garantizar la conservación de la biodiversidad por sí solas, por lo que las áreas bajo uso productivo también deben participar en dicho objetivo (Miller 1996). En este sentido, en las últimas décadas se considera que la principal causa de la pérdida de la biodiversidad mundial se debe al cambio en el uso de la tierra (Sala *et al.* 2000), el cual ha aumentado considerablemente, a tal punto que actualmente entre un tercio y la mitad de la superficie terrestre ha sido transformada por la acción humana (Vitusek *et al.* 1997). Este uso intensivo de la tierra ha acelerado la pérdida, fragmentación y degradación de hábitats en el último siglo, y se espera que esta tendencia continúe en las próximas décadas (Chapin *et al.* 2000, Sala *et al.* 2000).

En este contexto, las plantaciones forestales también se encuentran en expansión, debido a que la demanda de productos madereros ha aumentado considerablemente en las últimas décadas (Hartley 2002). Esta situación, podría conducir a alteraciones ambientales que pueden representar impactos significativos sobre la capacidad productiva y la integridad funcional de los ecosistemas a mediano y largo plazo (Carnus *et al.* 2006).

Uno de los mecanismos para reducir estos impactos es la identificación de pautas de manejo que compatibilicen la producción y la conservación. Dichas pautas son llevadas a la práctica a través de normativas del estado (MINAE 1998), adopciones voluntarias (MFRC 1999) o impulsadas por el mercado a través de procesos de certificación del manejo sustentable (FSC 1996).

## 1.2. Modelos de estudio de la biodiversidad en sistemas productivos

Los cambios generados por el uso intensivo de la tierra constituyen una amenaza para la biodiversidad, al disminuir el área de hábitat disponible y generar restricciones a la dispersión y reproducción de muchas especies, aumentando las probabilidades de extinción local (Lindenmayer *et al.* 2000b, Fahrig 2003). Las principales teorías relacionadas con el efecto ecológico de la fragmentación, tales como la teoría de metapoblaciones (Levins 1970, Hanski 1991) y la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967), parten de la conceptualización de paisajes en los que hay parches de hábitat embebidos en una matriz de "no-hábitat". Dichas teorías se han aplicado a paisajes bajo uso, tales como aéreas de producción agrícola o forestal (McCarthy y Lindenmayer 1999, Driscoll 2004), en los que se hipotetiza que los parches remanentes de vegetación natural, comúnmente bosques, funcionan como hábitat, mientras que las áreas bajo uso productivo (no-bosque) son ambientes no aptos.

Un gran número de estudios, sin embargo, han demostrado que dentro de los paisajes bajo uso humano, la matriz generalmente juega un rol complementario importante para un gran rango de organismos (Gascon *et al.* 1999, Daily 2001, Renjifo 2001, Ricketts 2001). La matriz puede ser definida de dos formas distintas. Desde la

perspectiva de ecología de paisaje, la matriz se define como el tipo de ambiente dominante y más extenso, que tiene mayor influencia sobre procesos ecológicos clave y también sobre la mayor parte de la biota (Forman 1995). Desde una perspectiva de biología de la conservación, se considera matriz a aquellas aéreas dominadas por vegetación no-nativa, utilizada principalmente con fines productivos, y no dedicada prioritariamente a la conservación (Lindenmayer y Franklin 2002). En muchos casos, la matriz definida bajo ambos conceptos es la misma, pero esto no siempre ocurre. En este trabajo se utilizará la definición desde la perspectiva de la biología de la conservación. Una matriz permeable puede proveer hábitat y facilitar la conectividad entre hábitats de mayor calidad (Revilla *et al.* 2004, Bender y Fahrig 2005, Fischer *et al.* 2005, Haynes *et al.* 2006). De este modo, las prácticas de manejo dirigidas a mejorar la calidad de hábitat de la matriz son fundamentales para la conservación de la biodiversidad, ya que las tierras modificadas por el hombre dominan la mayoría de los ecosistemas terrestres, y por lo tanto, el futuro de gran parte de las especies depende de cómo se manejen las áreas bajo uso productivo (Franklin y Lindenmayer 2009).

En este sentido, un marco teórico alternativo a las teorías tradicionales para estudiar los patrones de distribución animal en paisajes modificados por el hombre, es el "modelo continuo" (Fischer y Lindenmayer 2006). Este modelo resalta la importancia de considerar variables ecológicas espacialmente relacionadas, junto con otros factores como la disponibilidad de alimento, refugio, y condiciones climáticas adecuadas. En este marco, el modelo continuo supone un cambio gradual de dichas variables en el espacio, y asume que las especies responden individualmente al ambiente. De este modo, a diferencia de las teorías tradicionales de la fragmentación, el modelo continuo tiene las siguientes implicancias para la conservación: 1) la heterogeneidad a escala de paisaje (ej. topografía, mezcla de tamaños de parches y tipos de vegetación) y escala de microhábitat (ej. complejidad estructural) debería crear nichos adicionales y por lo tanto favorecer la diversidad de especies; 2) los hábitats originales son beneficiosos para la mayoría de las especies, sin embargo, incluso sitios altamente modificados pueden proveer hábitat para algunas especies nativas; 3) dadas las diferencias especie-específicas, ninguna acción de conservación individual puede beneficiar a todas las especies a la vez (Fischer y Lindenmayer 2006). El modelo continuo presenta supuestos menos exigentes que el modelo de fragmentación, ya que no presupone que los ambientes modificados dejen de ser aptos como hábitat para la biodiversidad. De este modo, el modelo no sugiere que los procesos relacionados con la fragmentación sean irrelevantes, sino que resalta el potencial de una complejidad ecológica adicional en paisajes modificados por el hombre, permitiendo una interpretación más realista del patrón de distribución de las especies en dichos paisajes modificados (Fischer y Lindenmayer 2007).

### 1.3. Biodiversidad en plantaciones forestales

Se estima que en todo el mundo existen 264 millones de hectáreas de plantaciones forestales, lo cual representa el 7% del área total de bosque. Entre 2000 y 2010 la superficie de bosques plantados aumentó en unos 5 millones de hectáreas por año (FAO 2010). La mayoría de las plantaciones están compuestas por rodales coetáneos, monoespecíficos, y regularmente espaciados, manejados intensamente para la producción de madera (Carnus *et al.* 2006). Por otro lado, las plantaciones forestales resultan una importante alternativa a la explotación de los bosques nativos, dado que

producen el 34% del total de la madera comercial del mundo (Sedjo y Botkin 1997, Sedjo 1999). Dada la expansión que están sufriendo las plantaciones, la conservación de la biodiversidad en los paisajes forestados se ha convertido en un tema prioritario (Hartley 2002, Carnus *et al.* 2006, Brockerhoff *et al.* 2008).

Investigaciones en diferentes partes del mundo han encontrado que las plantaciones forestales ofrecen un hábitat menos favorable que los bosques nativos no manejados tanto para la flora (Shankar *et al.* 1998, Humphrey *et al.* 2002) como para la fauna (Fahy y Gormally 1998, Pomeroy y Dranzoa 1998, Lindenmayer y Munks 2000, Magura *et al.* 2000, Schnell *et al.* 2003). Sin embargo, muchos trabajos han demostrado que el efecto de las forestaciones no siempre es negativo, y existen situaciones en las que las mismas pueden proveer hábitat a un gran rango de especies de plantas y animales (Parrotta *et al.* 1997, Humphrey *et al.* 2000, Barbaro *et al.* 2005, Carnus *et al.* 2006), incluso especies raras y amenazadas (Brockerhoff *et al.* 2005, Barbaro *et al.* 2008, Berndt *et al.* 2008). En este sentido, los impactos de las forestaciones sobre la biodiversidad no son generalizables, sino que dependen de las características de las plantaciones a múltiples escalas espaciales, particularmente a escala de rodal y de paisaje (Lindenmayer y Hobbs 2004, Brockerhoff *et al.* 2008).

A escala de rodal se ha encontrado que la biodiversidad está fuertemente asociada a la estructura de la vegetación. Las plantaciones comúnmente presentan un hábitat menos diverso y complejo (Brockerhoff *et al.* 2008). En este sentido, se ha observado que a mayor heterogeneidad espacial (horizontal y vertical) aumenta la riqueza de especies (Franklin y Van Pelt 2004). Variables tales como las características topográficas del sitio, la especie plantada, y las prácticas de manejo (intensidad de preparación del sitio, aplicación de herbicidas, métodos de raleos y de podas, largo de la rotación, etc.), tienen un impacto directo sobre la estructura del rodal, y por lo tanto tienen una fuerte influencia sobre la biodiversidad (Carnus *et al.* 2006). Prácticas tales como bajas densidades de plantación inicial o raleos intensos tempranos, favorecen la presencia de vegetación en el sotobosque (Bailey *et al.* 1998, Thomas *et al.* 1999), y a esto a su vez tiene un fuerte efecto positivo sobre ensambles de animales tales como aves (Havari y Carey 2000, Hayes *et al.* 2003, Lantschner *et al.* 2008, Nájera y Simonetti 2010), pequeños mamíferos (Wilson y Carey 2000, Suzuki y Hayes 2003), e insectos (Jukes *et al.* 2001, Pawson *et al.* 2008). Por otro lado, rotaciones más largas permiten el desarrollo de estructuras asociadas a bosques maduros, las cuales, por a su alta complejidad, son deseables para promover la biodiversidad (Franklin y Van Pelt 2004).

A escala de paisaje, el impacto de las forestaciones sobre la biodiversidad depende de variables tales como el tipo de vegetación reemplazada y su estado de degradación (Stephens y Wagner 2005), el tamaño y forma de la plantación (Estades y Temple 1999), y su ubicación dentro del paisaje (Carnus *et al.* 2006). Se ha observado que las forestaciones con estructuras espaciales irregulares, que favorecen una mayor proporción de borde y claros, así como también la presencia de parches remanentes de vegetación nativa, y la retención de la vegetación de ambientes riparios, favorecen a la biodiversidad (Ferris *et al.* 2000, Lindenmayer y Hobbs 2004, Carnus *et al.* 2006). Otro atributo del paisaje que se ha demostrado que aumenta la heterogeneidad del paisaje en ambientes forestados, y por lo tanto favorecen a la biodiversidad es la presencia de ambientes abiertos entre plantaciones, tales como claros y cortafuegos (Lindenmayer y Hobbs 2004). Por otro lado, también se ha encontrado que si las plantaciones forestales reemplazan ambientes muy degradados, pueden tener un efecto favorable sobre la fauna al proveer refugio y aumentar el hábitat para las especies que dependen de los remanentes de vegetación nativa no degradada (Norton 1998).

En los casos en los que las plantaciones no son diseñadas y manejadas adecuadamente, puede darse la pérdida del hábitat adecuado para algunas especies, reduciendo su área apta para vivir. Esto, a su vez, podría conducir a la fragmentación del hábitat para ciertas especies. Los procesos de pérdida y fragmentación del hábitat tienen un efecto negativo sobre la biodiversidad, ya que modifica las dinámicas poblacionales de las especies afectadas, reduciendo la probabilidad de dispersarse y/o establecerse exitosamente en nuevos hábitats, como también la capacidad de un parche de hábitat de sostener una población mínima viable, poniendo en riesgo su persistencia (Noss y Cooperrider 1994, Hansky *et al.* 1996, Gurd *et al.* 2001). En este sentido, son crecientes las evidencias basadas en el modelo continuo (Fischer y Lindenmayer 2006), que indican que las plantaciones ofrecen un gradiente de disponibilidad de alimento, refugio y condiciones climáticas adecuadas para muchas especies, y que por lo tanto no necesariamente están fragmentando el hábitat para la fauna, como se ha considerado tradicionalmente (Simonetti 2006, Valdovinos *et al.* 2009, Hansbauer *et al.* 2010).

En este contexto, es pobre el conocimiento que se tiene acerca del impacto de las actividades forestales sobre la dinámica de las comunidades animales con grandes requerimientos de hábitat, como es el caso de los medianos y grandes mamíferos, particularmente en lo que respecta a áreas de acción de gran extensión, como los carnívoros. En la bibliografía existente se pueden encontrar algunos casos de estudio, en los que se han registrado distintas respuestas de los carnívoros al establecimiento de plantaciones forestales. Por ejemplo, el ocelote (*Leopardus pardalis*), el jaguaréte (*Panthera onca*), y el puma (*Puma concolor*), fueron registrados dentro de plantaciones de pino en Misiones, si bien con menor frecuencia que en el bosque Atlántico (Di Bitetti *et al.* 2006, De Angelo *et al.* 2011). En el sud-este de España, por otro lado, el linco europeo (*Lynx pardinus*), el zorro común (*Vulpes vulpes*), y el tejón europeo (*Meles meles*) utilizan las plantaciones de pino y eucalipto, aunque también en menor medida que otros hábitats como pastizales, arbustales, y bosques nativos (Fedriani *et al.* 1999). En Chile, por otra parte, se ha observado el uso de plantaciones de pino por parte del zorro colorado, el zorro gris (*Lycalopex griseus*), el puma, el gato guiña, el zorrino y el hurón menor (*Galictis cuja*), siendo algunas de estas especies, como el zorro colorado, más abundantes dentro de las forestaciones que en el bosque nativo, mientras que la presencia de otras, como el gato guiña es rara (Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Guerrero *et al.* 2006, Zuñiga *et al.* 2009).

El presente proyecto está orientado a lograr una mejor comprensión de los impactos de las plantaciones forestales sobre el uso del hábitat de los mamíferos carnívoros en el noroeste de la Patagonia, de manera de poder proponer prácticas de manejo a distintas escalas, que permitan compatibilizar la producción forestal con la conservación de la fauna nativa.

## **1.4. Contexto Regional en Patagonia**

### **1.4.1. Ecotono estepa bosque**

El ecotono estepa-bosque es una zona de transición entre la estepa patagónica (Provincia Fitogeográfica Patagónica) y el bosque andino patagónico (Provincia Fitogeográfica Subantártica) (Cabrera 1976), que se extiende a lo largo de una delgada faja al este de la cordillera de los Andes, entre los 36° 30' S y 43° 35' S (Dezzotti y Sancholuz 1991). Esta transición vegetacional es resultado de un fuerte gradiente de

precipitación oeste-este dado por el efecto de barrera que produce la cordillera los Andes sobre las masas de aire húmedo provenientes del Océano Pacífico (Paruelo *et al.* 1998).

Esta franja de vegetación transicional está caracterizada por cordones montañosos y sierras modelados por procesos glaciares (Flint y Fidalgo 1963, López *et al.* 2005). La zona presenta una marcada estacionalidad pluviométrica, con precipitaciones anuales en un rango de 500 a 800 mm, concentradas principalmente entre mayo y agosto (Schlichter y Laclau 1998). La temperatura está fuertemente influenciada por la altimetría, que varía predominantemente entre 700 y 1500 m s.n.m., con una temperatura media anual de 8 a 9 °C en el piso inferior (700 m). Los vientos son fuertes, y predominantemente del cuadrante oeste (Paruelo *et al.* 1998). Los suelos dominantes presentan texturas medias a gruesas, con diferentes aportes de cenizas volcánicas y arenas eólicas, que fueron redistribuidas por los vientos dominantes (López *et al.* 2005).

#### 1.4.2. Usos del suelo y principales perturbaciones de origen antrópico

La principal actividad desarrollada en la zona del ecotono estepa-bosque es la ganadería. Dicha actividad se desarrolló en la región desde fines del siglo XIX, con el comienzo de la colonización criolla y europea (Laclau 1997). El ganado se volvió abundante en la zona en la década de 1890, alcanzó el pico máximo entre las décadas de 1930 y 1940, y posteriormente declinó en número. Actualmente, en el ecotono domina la cría ovina y vacuna con pastoreo permanente durante todo el año (Laclau 1997). La actividad ganadera ha generado impactos sobre los ecosistemas ecotonales por sobrepastoreo, afectando la estructura y el funcionamiento de la vegetación (Veblen y Lorenz 1988). En este sentido, durante la primera mitad del siglo XX, se considera que la ganadería ovina ha sido la principal causa de la regresión de los cipresales en la zona de ecotono estepa-bosque (Veblen y Lorenz 1988). Otra perturbación humana importante en la zona fueron los incendios. Antes del asentamiento del hombre blanco, en la zona de ecotono los aborígenes utilizaban el fuego para cazar, principalmente guanaco (*Lama guanicoe*). Posteriormente, desde la colonización europea hasta mediados del siglo XX, fue muy común el uso del fuego con el objetivo de habilitar tierras para el pastoreo (Veblen y Lorenz 1988).

En la actualidad, la zona del ecotono es la más habitada de la región de los bosques andino-patagónicos, presentando la mayor parte de las ciudades o conglomerados (Laclau 1997). Los asentamientos humanos han implicado profundos cambios en la sucesión vegetal y en la dinámica de disturbios, particularmente a escala local (Schlichter y Laclau 1998). Por otro lado, durante las últimas décadas, el turismo se ha convertido en una actividad predominante en la región, concentrado principalmente alrededor de las principales ciudades, como San Carlos de Bariloche y San Martín de los Andes (Laclau 1997).

Otra actividad productiva en la zona es la explotación forestal. El aprovechamiento de especies nativas, si bien es relativamente bajo, moviliza recursos locales y sostiene a una cantidad de pequeños aserraderos de tecnología tradicional y baja productividad (Laclau 1997). La extracción de leña, en cambio, supera ampliamente a la de madera industrial, y es utilizada principalmente para abastecer las poblaciones de la estepa, donde la carencia de material combustible es muy alta (Laclau 1997). La explotación forestal es responsable de la degradación de algunos tipos forestales, si bien su impacto es menor al de las otras perturbaciones (Schlichter y Laclau 1998). El manejo histórico

de los bosques ecotonales puede caracterizarse como netamente extractivo y desordenado, y los mayores impactos están asociados al ingreso del ganado luego de la apertura del dosel por corta de árboles grandes, lo cual impide la regeneración, degradando los bosques (Loguercio *et al.* 2005). Por otro lado, en las últimas décadas la forestación representa una actividad económica nueva en la zona, basada en la plantación de especies exóticas de rápido crecimiento (Schlichter y Laclau 1998).

En cuanto al estado de conservación, si bien aproximadamente el 30% de la superficie de los bosques andino-patagónicos se encuentran bajo protección dentro del sistema de áreas protegidas, las comunidades más orientales y xéricas, que conforman el ecotono con la estepa patagónica, se encuentran pobremente representadas dentro de dicho sistema (Chehébar *et al.* 2002, Tecklin *et al.* 2002, Bran *et al.* 2003). Los bosques xéricos de ciprés (*Austrocedrus chilensis*) presentan una protección de menos del 7% de su área, de la cual la mayor parte cae dentro del estatus menos restrictivo de las reservas nacionales (Tecklin *et al.* 2002), mientras que la estepa patagónica presenta alrededor del 4,7% de su superficie bajo protección, encontrándose menos del 1% bajo protección estricta (Chehébar *et al.* 2002).

#### 1.4.3. Plantaciones Forestales

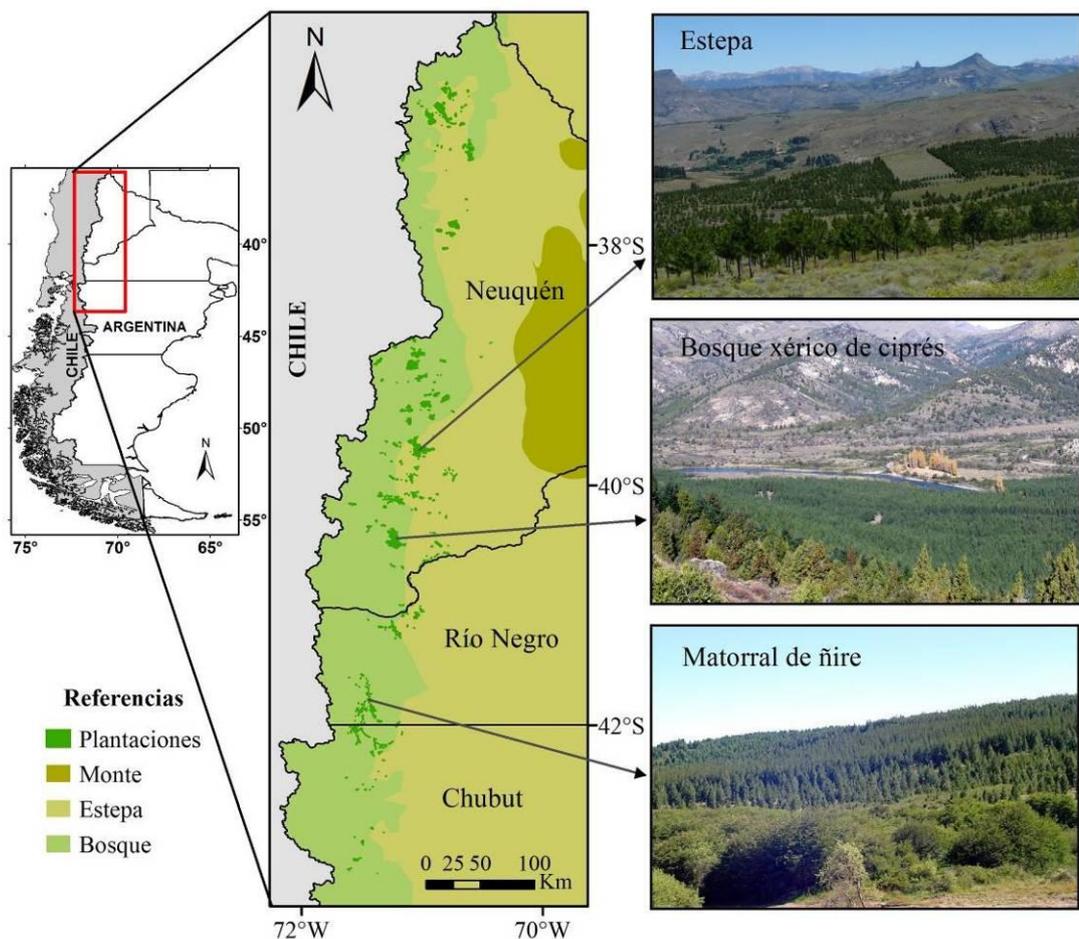
En el centro-norte de la Patagonia Andina, la plantación de coníferas exóticas de rápido crecimiento constituye una alternativa productiva importante. Esta actividad comenzó a desarrollarse con fines industriales en las provincias de Neuquén, Río Negro y Chubut, desde la década de 1970 (Schlichter y Laclau 1998), promovidas por el estado nacional y las provincias mediante diferentes mecanismos de fomento, primero a través de desgravaciones impositivas y luego subsidios (Loguercio y Deccechis 2006a). Dado el alto valor escénico y la importancia biológica de la región de los bosques andino-patagónicos, sumado a que gran parte de la superficie está protegida bajo jurisdicción de la Administración de Parques Nacionales y que la mayoría de las provincias patagónicas presentan una legislación que tiende a proteger las masas boscosas que quedan bajo su jurisdicción, la actividad de forestación ha quedado relegada a áreas de ecotono con la estepa, no ocupadas por bosques nativos, pero que mantienen condiciones ecológicas favorables de clima y suelo (López *et al.* 2005). Adicionalmente, cabe destacar que el régimen de subsidios estatales a las plantaciones forestales no considera la posibilidad de remplazar bosque nativo (Ley 25.080 y 26.432), lo cual promueve aún más la forestación en zonas no boscosas.

Actualmente el área plantada con coníferas en la Patagonia alcanza alrededor de 80.000 ha, habiéndose instalado la mayoría principalmente sobre estepas, aunque también en sitios de matorral de ñire (*Nothofagus antarctica*) o de sucesiones secundarias de ciprés (Figura 1.1) (Laclau 2006, Loguercio y Deccechis 2006b, CFI-FUNDAEP 2009). La principal especie plantada es *Pinus ponderosa* (pino ponderosa), mientras que en menor medida también se ha plantado *Pinus contorta* var. *latifolia* (pino murrayana) y *Pseudotsuga menziesii* (pino oregón) (Schlichter y Laclau 1998).

Las plantaciones de pino se manejan en rotaciones de 30 a 40 años, teniendo como objetivo principal la producción de madera. El nivel de manejo de las plantaciones en la zona es variable. En las situaciones en las que se han intervenido correctamente, el manejo silvicultural consiste en una primera poda y raleo pre-comercial antes de los 15 años de edad, seguido de una segunda poda entre los 15 y 20 años de la plantación. Las podas permiten reducir la conicidad del fuste y obtener madera sin nudos, mientras que

el raleo tiene el fin de eliminar los individuos dañados o malformados y liberar ejemplares selectos de buena forma y tamaño logrando un mayor crecimiento diamétrico de estos ejemplares (Gonda 2001, Loguercio y Deccechis 2006b). A partir de los 18-20 años comienzan los raleos comerciales, los cuales pueden continuarse con periodicidad en años sucesivos (Gonda 2001, Loguercio y Deccechis 2006b).

Hay situaciones, sin embargo, particularmente en las plantaciones más antiguas, en las que no se ha aplicado manejo forestal, lo cual ha favorecido la intensidad de incendios, y de la incidencia de plagas, como la avispa barrenadora de los pinos, *Sirex noctilio* (Villacide y Corley 2007). Esta situación ha generado una visión controvertida respecto de la forestación, que se hubiese reducido con un manejo silvicultural adecuado (Loguercio y Deccechis 2006b).



**Figura 1.1.** Superficie y distribución de las plantaciones de coníferas exóticas de rápido crecimiento en la Patagonia argentina, respecto a los ecosistemas dominantes de la región (Olson *et al.* 2001). Fuente de las plantaciones: Inventario Nacional de Plantaciones Forestales (SAGPyA 2001) para las provincias de Río Negro y Chubut; e Inventario de Bosque Implantado de la Provincia del Neuquén (CFI-FUNDFEAEP 2009), para la provincia de Neuquén. A la derecha, imágenes de forestaciones en los tipos de ambientes más comúnmente reemplazados.

La plantación se realiza comúnmente con herramientas manuales y remoción mínima del suelo, eliminando únicamente la vegetación sobre el hoyo de plantación (Laclau 2006). Las densidades de plantación han sido tradicionalmente altas, fluctuando desde 2500 plantas/ha (años 70'), a 1400-1600 plantas/ha (años 80'), hasta 800-1100

plantas/ha (años 90' a la actualidad), debido a cambios reglamentarios de los regímenes de promoción (Laclau 2006). Durante los últimos años se han promovido también modelos de producción silvopastoriles con coníferas exóticas, en los que se combina la producción forestal con ganadería. En estos sistemas, se plantan árboles en una densidad mucho menor que en las forestaciones tradicionales (300 a 400 plantas/ha), y se les realiza prácticas silviculturales (podas y raleos) para mantener durante el mayor tiempo posible una buena entrada de luz al sotobosque (Fernández *et al.* 2005).

En la actualidad, la mayor parte de las plantaciones de la región tiene menos de 20-25 años de edad, por lo que se encuentran en la etapa de conducción silvicultural, y es muy baja la proporción de la superficie plantada que ha entrado en edad de cosecha (Loguercio y Deccechis 2006b). En cuanto a la distribución espacial y la propiedad de las forestaciones, la provincia con mayor superficie plantada es Neuquén, con el 58% del total de las forestaciones de la Patagonia (aproximadamente 45.000 ha). El 62% de la superficie forestada en Neuquén está en manos de privados, siendo la mayor parte de dicha superficie de productores medianos o grandes; mientras que el 21% de la superficie plantada pertenece a la Corporación Forestal Neuquina (CORFONE S.A.), una empresa mixta, estatal y privada, creada para promover la actividad forestal (CFI-FUNDAEP 2009). La provincia de Chubut presenta el 29% de la superficie de coníferas plantadas en la Patagonia (aproximadamente 23.000 ha), de las cuales la mayor parte (80%) fue plantada después de 1990. El 95% está en manos del sector privado, compuesto por unos pocos productores grandes que concentran gran parte del área plantada, y numerosos productores medianos o chicos con poca superficie (Danklmaier 2006, Loguercio y Deccechis 2006a). Por último, la provincia de Río Negro presenta el 13% restante de la superficie plantada (aproximadamente 10.000 ha), siendo la mayor parte de las plantaciones de propiedad privada, principalmente productores pequeños o medianos (SAGPyA 2001, Loguercio y Deccechis 2006a).

Se ha estimado que en la zona de ecotono estepa-bosque existen 800.000 ha con aptitud media a alta para la forestación, mientras que cerca de 1,5 millones de ha adicionales tiene aptitud forestal moderada (Loguercio y Deccechis 2006a). Del total de la superficie con alguna aptitud forestal, el 78% se encuentra en la provincia de Neuquén, el 20 % en la provincia de Chubut, y el 2% restante en la provincia de Río Negro (Loguercio y Deccechis 2006a). Este potencial productivo sumado a que la actividad en la región es aún relativamente incipiente, y a la marcada preocupación de las organizaciones ecologistas acerca del posible impacto ambiental de las plantaciones, ha llevado a la necesidad de generar información que permita diseñar estrategias de planificación y uso sustentable de los recursos.

#### 1.4.4. Impacto ambiental de las plantaciones forestales

Durante la última década se han llevado a cabo diversos estudios en la región, con el objetivo de evaluar los posibles impactos ambientales de las plantaciones de coníferas exóticas sobre los sistemas nativos que reemplazan (Gyenge *et al.* 2010). Uno de los aspectos estudiados es el consumo diferencial de agua por parte de las plantaciones respecto a la vegetación nativa. Se ha encontrado que las plantaciones de coníferas exóticas densas consumen más agua que los bosques de ciprés (Gyenge *et al.* 2007, Licata *et al.* 2008), los pastizales nativos (Gyenge *et al.* 2002), y bosques mixtos de *Nothofagus antarctica* (Gyenge *et al.* 2007), lo cual podría generar un impacto sobre la economía del agua, particularmente en las zonas más áridas donde el recurso es limitante. En este sentido, los estudios muestran que el consumo de agua de las

plantaciones decrece considerablemente en plantaciones raleadas o plantadas a menores densidades (Gyenge *et al.* 2003, Licata *et al.* 2008). Por otro lado, las coníferas exóticas demostraron poseer una mayor eficiencia en el uso del agua que las especies nativas (Gyenge *et al.* 2008). En cuanto a impactos sobre el suelo, estudios en la región determinaron que no existen diferencias en la acidez del suelo en plantaciones respecto a bosques de *Nothofagus* (Broquen *et al.* 1995) y *A. chilensis* (Gobbi *et al.* 2002), mientras que se encontró una acidificación de pequeña magnitud en plantaciones respecto a bosques xéricos y estepas (Rusch *et al.* 2004a).

Otro impacto asociado a la plantación que ha sido estudiado en la región es el riesgo de invasión de las coníferas exóticas en los ecosistemas adyacentes a las forestaciones. En este sentido, se ha encontrado que de las especies plantadas en la región, la que mayor potencial de invasión tiene es *Pinus contorta*, particularmente en la estepa; seguida por *Pseudotsuga menziesii*, preferentemente en bosques xéricos; mientras que *Pinus ponderosa*, la especie más plantada, no estaría mostrando un comportamiento invasivo en ninguno de los dos tipos de ambientes (Sarasola *et al.* 2006). Orellana y Raffaele (2010), por su parte, han descrito el potencial de invasión de *P. menziesii* en bosques de *A. chilensis* y matorrales mixtos. Por otro lado, también se ha observado que el nivel de invasión de las especies está relacionado con el grado de disturbio del sistema, siendo el reclutamiento de plantas mayor en áreas disturbadas con baja cobertura vegetal, que en bosques y matorrales (Sarasola *et al.* 2006, Simberloff *et al.* 2010).

En cuanto a la biodiversidad, se ha evaluado el impacto de las plantaciones sobre la composición de ensamblajes de diversos taxa. En el caso de la vegetación, se ha encontrado una reducción significativa de especies herbáceas y arbustivas dentro de plantaciones densas, tanto en ambientes de estepa y de ciprés (Rusch *et al.* 2004b), como de *Nothofagus* spp. (Candan *et al.* 2006, Paritsis y Aizen 2008). Los resultados indican que dichos cambios están directamente relacionados con la densidad de la plantación, ya que en las forestaciones manejadas tradicionalmente, a altas densidades, entre los 15 y 20 años de edad de la plantación el dosel se cierra completamente, lo cual reduce significativamente la entrada de luz, impidiendo el crecimiento de la mayoría de las especies herbáceo-arbustivas. A esto se le suma que los residuos de poda y deshechos de raleo generalmente quedan en el lugar, aumentando de manera importante la hojarasca y material leñoso muerto en el suelo, que por sus características físico-químicas y por su escaso contacto superficial con los descomponedores del suelo, demora muchos años en degradarse (Laclau 2006). En plantaciones de menores densidades, en las cuales no se ha permitido el cierre del dosel, en cambio, se ha encontrado que la reducción en la diversidad y cobertura es mucho menor, tanto en ambiente de estepa, como de ciprés (Rusch *et al.* 2004b, Candan *et al.* 2006).

Con respecto a los artrópodos, se ha encontrado una disminución en la diversidad de coleópteros epigeos en plantaciones de coníferas exóticas reemplazando bosque nativo de *Nothofagus dombeyi* (Paritsis y Aizen 2008). También se ha encontrado que la abundancia y riqueza del ensamblaje de hormigas disminuye al reemplazar estepas por plantaciones densas de pino, mientras que no se encontraron cambios en plantaciones ralas con presencia de sotobosque (Corley *et al.* 2006).

Las aves también mostraron disminuir en abundancia y riqueza en plantaciones densas, tanto en ambientes de estepa y bosque de ciprés (Lantschner *et al.* 2008), matorral de ñire (Lantschner y Rusch 2007), como en bosque de *N. dombeyi* (Paritsis y Aizen 2008). Al igual que para otros grupos taxonómicos, se observó que la riqueza y

abundancia de aves en plantaciones ralas fueron similares a las de bosques de ciprés, mientras que en estepa se observó una disminución, pero menor que en las plantaciones ralas (Lantschner *et al.* 2008). Cabe destacar que en ambientes de bosque y matorral las plantaciones presentaron un ensamble de aves similar al de la vegetación que remplazaban, pero empobrecido (Lantschner y Rusch 2007, Lantschner *et al.* 2008, Paritsis y Aizen 2008), mientras que en ambiente de estepa se observó un reemplazo de las especies de ambientes abiertos, por especies típicas de bosque (Lantschner *et al.* 2008).

De este modo, en líneas generales, los resultados obtenidos en la región hasta el momento indican que las características estructurales de la vegetación de las plantaciones, particularmente la presencia de un estrato herbáceo-arbustivo, son fundamentales para determinar los cambios en las comunidades silvestres. Por otro lado, también son de importancia las características de la matriz de paisaje, siendo el impacto de las forestaciones mayor cuando el ambiente reemplazado es estructuralmente muy diferente a las plantaciones. Existe aún, sin embargo, una ausencia de información del impacto de las forestaciones sobre especies con mayores requerimientos de hábitat, particularmente de especies que necesitan aéreas de acción de gran extensión, como es el caso de los mamíferos carnívoros, por lo que es difícil predecir su respuesta ecológica a la implantación de especies forestales.

Es importante resaltar, a la hora de analizar los posibles impactos de las plantaciones forestales sobre la biodiversidad en la Patagonia argentina, el contexto regional del estado de conservación actual de las tierras reemplazadas. Como ya se ha descrito anteriormente, la región del ecotono estepa – bosque, en donde se encuentra la totalidad de la superficie destinada a la actividad de plantación forestal, presenta una historia de impactos antrópicos asociados principalmente a la actividad ganadera extensiva. En este sentido, prácticamente no existen áreas inalteradas en la zona de estepa y su ecotono con el bosque, a lo largo de la región patagónica. De este modo, dado que el efecto neto de las plantaciones forestales sobre la biodiversidad depende fuertemente del tipo de uso del suelo reemplazado (Brockerhoff *et al.* 2008), es crítico resaltar que los ecosistemas reemplazados habitualmente en la región, no se encuentran en estado “prístino”, sino que ya han sufrido modificaciones respecto a las condiciones originales. En este sentido, posiblemente el impacto del reemplazo de estos ecosistemas ya impactados, sea menor que si se tratase de un ecosistema prístino, ya que la fauna ha sufrido diversas alteraciones, y consecuentemente representada por las especies mejor adaptadas a los disturbios antrópicos (Novaro y Walker 2005).

## **1.5. Mamíferos carnívoros en sistemas modificados por el hombre**

### **1.5.1. Rol de los carnívoros**

Resulta de gran valor conocer la respuesta de los carnívoros al reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones forestales ya que, en general, los carnívoros requieren de áreas de gran tamaño y calidad, siendo especialmente sensibles a la modificación o pérdida de hábitat (Noss *et al.* 1996, Carrol *et al.* 2001). Esto ha llevado a que muchas de las especies de la zona hayan sido consideradas con algún grado de amenaza o potencialmente vulnerables (Bonino 2005), siendo prioritaria su conservación.

Por otro lado, algunas especies de carnívoros cumplen un importante rol funcional en los ecosistemas como reguladores tope de la cadena trófica, siendo clave su presencia para controlar las poblaciones de otras especies, como roedores y otros herbívoros pequeños, nativos o exóticos (Jaksic *et al.* 1996, Bonino 2005). En este sentido, la disminución y eliminación de los predadores tope en sistemas fragmentados puede generar cascadas tróficas que alteren la estructura de las comunidades ecológicas (Crooks 2002).

### 1.5.2. Ecología y conservación de los carnívoros patagónicos

El ensamble de mamíferos carnívoros nativos del ecotono estepa-bosque patagónico está compuesto por tres especies de félidos, el puma (*Puma concolor*), el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y el gato de pajonal (*Leopardus colocolo*), este último marginalmente; dos especies de cánidos, el zorro colorado (*Lycalopex culpaeus*), y el zorro gris (*Lycalopex chilla*), este último también marginalmente; y cuatro especies de mustélidos, el zorrino común (*Conepatus chinga*), el zorrino patagónico (*Conepatus humboldtii*), el hurón menor (*Galictis cuja*), y el huroncito (*Lyncodon patagonicus*) (Redford y Eisenberg 1992, Bonino 2005).

El puma, con un peso promedio de 62 kg (Franklin *et al.* 1999), es el predador tope de los ecosistemas nativos (Novaro y Walker 2005). En la Patagonia, esta especie se distribuye a lo largo de toda región, exceptuando Tierra del Fuego, y utiliza una gran variedad de hábitats, incluyendo bosques, matorrales y estepas. Suele seleccionar áreas de vegetación densa, cuevas, y agujeros en rocas para refugiarse (Redford y Eisenberg 1992, Franklin *et al.* 1999). Es una especie nocturna y de hábito solitario, exceptuando un corto periodo durante la época reproductiva. El área de acción se ha estimado que varía entre 26 y 107 km<sup>2</sup>. Las áreas de acción de las hembras pueden solaparse extensamente entre sí, mientras que los de los machos no suelen solaparse (Franklin *et al.* 1999). En lo que respecta al hábito alimenticio, el puma es capaz de consumir una gran diversidad de presas a lo largo de su distribución, y en la zona principalmente consume medianos y grandes herbívoros (Iriarte *et al.* 1991, Novaro *et al.* 2000b, Rau y Jiménez 2002). Como predador tope, a la vez, esta especie ejerce un importante efecto de competencia por interferencia sobre la mayoría de las otras especies del ensamble de carnívoros de la región, habiéndose registrado datos de predación sobre zorros (Yanez *et al.* 1986, Pessino *et al.* 2001, Novaro *et al.* 2005), zorrinos (Pessino *et al.* 2001), gatos pequeños (Pessino *et al.* 2001, Pereira 2010) y hurones (Pessino *et al.* 2001).

El zorro colorado es la segunda especie de mayor tamaño en la región, con un peso promedio de 10 kg (Novaro 1997a). Se distribuye en toda la Patagonia, exceptuando el este de Neuquén y el noreste de Río Negro. Habita tanto bosques, como matorrales y estepas. Se refugia entre matorrales bajos y achaparrados con alta cobertura, o en cuevas en zonas rocosas (Redford y Eisenberg 1992, Novaro 1997a). Es nocturno y de hábito solitario, y su área de acción varía entre 9.8 km<sup>2</sup> y 7.7 km<sup>2</sup> (Johnson y Franklin 1994b). Es un predador oportunista, si bien puede ser localmente selectivo por ciertas presas (Meserve *et al.* 1987, Johnson y Franklin 1994a, Novaro 1997a). Se alimenta principalmente de vertebrados, particularmente de roedores y lagomorfos introducidos, si bien también puede consumir materia vegetal e invertebrados (Novaro *et al.* 2000b).

El zorro gris es más pequeño que el zorro colorado, con un peso de alrededor de 3 a 4 kg. Su distribución en la Patagonia abarca toda la zona árida hasta, estando ausente en la zona boscosa. Habita estepas y matorrales, mostrando preferencia por las áreas

abiertas (Johnson y Franklin 1994a, González del Solar y Rau 2004). Es una especie principalmente nocturna. El área de acción, medido en el sur de Chile, varía entre 2 y 3 km<sup>2</sup> para machos y hembras, y no se superpone con el de otras parejas de la misma especie (Johnson y Franklin 1994b). Si bien la distribución de esta especie se solapa en gran medida con la del zorro colorado, ambas especies tienden a usar microhábitats diferentes, evitando el zorro gris los encuentros con el zorro colorado, debido a conductas agresivas de esta última especie sobre la primera (Johnson y Franklin 1994b, Jimenez *et al.* 1996, Novaro 1997b, Zapata *et al.* 2005b). Es un omnívoro generalista, que se alimenta de una gran variedad de tipos de alimentos, incluyendo mamíferos, artrópodos, aves, reptiles, frutos y carroña (González del Solar y Rau 2004).

El gato montés pesa en promedio 4kg. En la Patagonia se distribuye desde el norte de la región hasta el centro de la provincia de Santa Cruz, abarcando las zonas áridas de estepa y monte, hasta el borde con el bosque (Nowell y Jackson 1996, Perovic y Pereira 2006). Es de hábitos nocturnos y solitarios. Utiliza una gran variedad de hábitats, si bien principalmente se lo encuentra en pastizales y matorrales, y se refugia en ambientes con vegetación densa o cuevas naturales (Pereira *et al.* 2006). Su área de acción varía entre 2 y 12 km<sup>2</sup>, y es aproximadamente un 25% más grande en machos que en hembras (Johnson y Franklin 1991, Manfredi *et al.* 2006, Pereira *et al.* 2006). Es especializado en vertebrados, consumiendo una gran variedad de especies, principalmente roedores y lagomorfos (Johnson y Franklin 1991, Manfredi *et al.* 2004, Bisceglia *et al.* 2008).

El gato de pajonal pesa entre 4 y 5 kg, y su distribución en la Patagonia abarca toda la región extra-andina, exceptuando Tierra del Fuego (Nowell y Jackson 1996). Es de hábitos nocturnos y solitario, y habita comúnmente pastizales y matorrales (Pereira *et al.* 2008b). El área de acción, estimado en el centro de Brasil, es alrededor de 20 km<sup>2</sup> (Silveira *et al.* 2005). La dieta está compuesta principalmente por pequeños mamíferos, así como también aves del suelo (Nowell y Jackson 1996, Silveira *et al.* 2005).

El zorrino común pesa entre 2 y 3 kg, y en la Patagonia su distribución abarca el centro norte de la región, hasta el sur de Neuquén (Redford y Eisenberg 1992). Es una especie mayormente solitaria, de hábito nocturno (Emmons y Helgen 2008). Selecciona preferentemente ambientes abiertos cuando está activo, mientras que para refugiarse utiliza matorrales y roquedales (Donadio *et al.* 2001). Su área de acción, en el sudeste de Neuquén, es de aproximadamente 195 ha (Donadio *et al.* 2001). Es un consumidor generalista, con una dieta omnívora-insectívora, mostrando cierta selectividad por sus principales presas de invertebrados (Travaini *et al.* 1998, Donadio *et al.* 2004).

El zorrino patagónico es de menor tamaño que el zorrino común, y se distribuye desde el sur de Neuquén hasta el sur de la Patagonia, predominantemente en las zonas de estepa y transición de la estepa con el bosque (Redford y Eisenberg 1992). Es una especie solitaria y nocturna, y utiliza preferentemente pastizales, matorrales, y roquedales. Su área de acción ronda las 10 a 16 ha (Johnson *et al.* 1988). Se alimenta principalmente de insectos, si bien también consume pequeños mamíferos, arbustos, y frutos (Fuller *et al.* 1987). Esta especie se encuentra espacialmente segregada del zorrino común, posiblemente por la gran similitud ecológica (Travaini *et al.* 1998).

El hurón menor pesa alrededor de 1,5 kg, y en la Patagonia su distribución se extiende desde el norte de la región, hasta el sur de Santa Cruz (Prevosti y Travaini 2005, Zapata *et al.* 2005a). Utiliza frecuentemente ambientes cercanos al agua, si bien también puede utilizar hábitats abiertos y ambientes con gran cobertura vegetal. Se refugia principalmente en agujeros en troncos o rocas (Yensen y Tarifa 2003). Es una especie principalmente solitaria, aunque también puede formar pequeños grupos. Es de

hábito tanto nocturno como diurno (Yensen y Tarifa 2003). Es considerada relativamente rara en la mayoría de los hábitats (Yensen y Tarifa 2003), y su área de acción es desconocida. La dieta consiste principalmente de pequeños y medianos vertebrados, incluyendo roedores, lagomorfos, aves, anfibios, y reptiles (Mella *et al.* 1991, Yensen y Tarifa 2003, Zapata *et al.* 2005a).

El huroncito es de menor tamaño que el hurón menor, y en Patagonia se encuentra distribuido a lo largo de toda la región, exceptuando Tierra del Fuego. Utiliza estepas herbáceas y arbustivas, así como bosques xerofíticos, y es considerada rara a lo largo de su rango (Kelt y Pardiñas 2008). La ecología de esta especie es muy pobremente conocida. Se considera que presenta hábito nocturno-crepuscular y que se alimenta de roedores fosoriales y aves (Redford y Eisenberg 1992).

En lo que respecta a los estados de conservación de los carnívoros descritos, las especies más abundantes en la región son el zorro colorado y zorro gris, los cuales están clasificados por la IUCN en la categoría de preocupación menor, y se considera que sus poblaciones a nivel global se encuentran estables (IUCN 2010). El zorrino común y el puma también son especies relativamente abundantes, clasificadas en la categoría de preocupación menor, si bien se considera que sus poblaciones están decreciendo (IUCN 2010). El gato montés y el gato de pajonal, están clasificados en la categoría casi amenazado, y sus poblaciones se encuentran en disminución a nivel global (IUCN 2010). El zorrino patagónico, el hurón menor, y el huroncito son especies menos abundantes, las dos primeras están clasificadas en la categoría de preocupación menor, mientras que el huroncito se encuentra en la categoría de datos insuficientes (IUCN 2010). Por otro lado, cinco especies están incluidas en apéndices CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres), el gato montés y el puma están incluidos en el apéndice I, mientras que el zorro colorado, el zorro gris, y el zorrino patagónico se encuentran en el apéndice II.

### 1.5.3. Impacto de las actividades humanas sobre los carnívoros patagónicos

Uno de los principales impactos de origen antrópico sobre los carnívoros en la Patagonia ha sido la caza, para evitar la predación sobre el ganado u otros animales domésticos, y/o para la comercialización por su valor peletero (Novaro 1995, Novaro y Walker 2005, Marqués *et al.* 2011). También se considera como un impacto importante la fragmentación y/o pérdida de hábitat, principalmente dada por la degradación por sobrepastoreo del ganado (Dinerstein *et al.* 1995). Las especies más cazadas para comercializar las pieles son los gatos pequeños, el zorrino, y los zorros (Gruss y Waller 1989, Novaro 1995, Nowell y Jackson 1996). Por otro lado, el puma, el zorro colorado y el zorro gris son las especies frecuentemente denunciadas como predadores del ganado ovino (Bellati y von Thüngen 1990, Travaini *et al.* 2000), mientras que los gatos suelen preda sobre gallineros (Lucherini *et al.* 2008, Pereira *et al.* 2008b).

En la región se han implementado distintos sistemas para controlar las poblaciones de carnívoros, particularmente de zorros, tales como cebos tóxicos, o recompensas o pago de estímulos contra entrega de alguna parte del animal (Funes *et al.* 2006b, Marqués *et al.* 2011). Monitoreos de los zorros en la región, sin embargo, han demostrado que dichas especies presentan una notable resiliencia a la intensa presión de caza, tanto con fines comerciales como de erradicación (Novaro *et al.* 2005, Funes *et al.* 2006b). Por otro lado, la reducción en la producción ovina durante las décadas de los 80' y 90', por la devaluación de la lana y disminución de la capacidad de carga por

sobrepastoreo; y una reducción en la demanda internacional de pieles, ha provocado una disminución en la presión de caza de las especies de carnívoros nativos, lo cual ha permitido a las poblaciones recuperarse (Novaro y Walker 2005).

Otro impacto de origen antrópico ha sido la introducción de herbívoros exóticos tanto domésticos como silvestres, los cuales desplazaron a la mayoría de las especies de herbívoros nativos, reduciendo significativamente la abundancia de las presas originales de los carnívoros. Las especies más consumidas por los carnívoros eran el guanaco (*Lama guanicoe*), el choique (*Pterocnemia pennata*), la mara (*Dolichotis patagonum*), vizcachas (*Lagidium* spp.), tuco-tucos (*Ctenomys* spp.), aves, y otros roedores (Novaro y Walker 2005). Sin embargo, desde principios del siglo XX, con la expansión de la ganadería en la Patagonia, y la introducción de especies tales como la liebre europea (*Lepus europaeus*), el jabalí (*Sus scrofa*), el ciervo colorado (*Cervus elaphus*), las estructuras y composición de las comunidades nativas se modificaron (Novaro y Walker 2005). Esta situación, sin embargo, no impactó negativamente a los carnívoros, ya que los mismos mostraron adaptarse exitosamente a la nueva oferta de presas introducidas (Novaro *et al.* 2000b). En este sentido, las dietas actuales del puma y el zorro colorado están mayormente compuestas por especies exóticas. En el sur de Neuquén, el 90% de la biomasa de la dieta de los pumas está compuesta por ciervo colorado y liebre, mientras que para el zorro colorado, la liebre es la principal presa (Novaro *et al.* 2000b).

En lo que respecta a la capacidad de los carnívoros de adaptarse a cambios en la disponibilidad de recursos, la mayoría de las especies de la región, presentan, en líneas generales, una gran plasticidad en el uso del hábitat, siendo capaces de explotar una amplia variedad de recursos (Redford y Eisenberg 1992, Novaro y Walker 2005). De todos modos, se pueden identificar algunas especies más generalistas, y otras más especialistas dentro del ensamble. En este sentido, entre las especies más generalistas se ubican los zorros, los cuales son predadores oportunistas, presentando una dieta muy amplia (Johnson y Franklin 1994a, Novaro *et al.* 2004, Zapata *et al.* 2008), así como también ocupan una amplia variedad de hábitats, muchas veces en presencia del hombre (Novaro 1997a, Acosta-Jamett y Simonetti 2004, González del Solar y Rau 2004). Otra especie muy generalista es el puma, la cual a través de su amplio rango de distribución, que abarca todo el continente americano, refleja su amplio nicho ecológico tanto a nivel trófico como de requerimientos de hábitat, y su tolerancia a diversas actividades humanas (Iriarte *et al.* 1990, Franklin *et al.* 1999, Rau y Jiménez 2002, De Angelo 2009). Entre las especies relativamente más especialistas, están los mustélidos y los gatos pequeños, que a pesar de utilizar una variedad de hábitats y presentar también dietas amplias, están limitados a presas de menor tamaño que el puma y los zorros, y suelen requerir ciertas estructuras de refugio como huecos en árboles, cuevas en rocas, siendo menos comunes en áreas antropizadas, si bien han mostrado cierta capacidad de adaptarse (Fuller *et al.* 1987, Johnson y Franklin 1991, Donadio *et al.* 2001, Pereira *et al.* 2002, Yensen y Tarifa 2003, Donadio *et al.* 2004, Pereira *et al.* 2006).

## 1.6. Objetivos, hipótesis, predicciones y estructura de la tesis

### 1.6.1. Objetivos

#### *General*

Determinar cómo varía el uso de hábitat por parte de especies de mamíferos carnívoros nativos en el mosaico de ambientes generado por el reemplazo de vegetación nativa de

ecotono estepa-bosque por plantaciones de coníferas exóticas en el NO patagónico, y definir las características a diferentes escalas que determinan que las forestaciones actúen como hábitat para la fauna.

### *Específicos*

- Determinar cómo varía el patrón de uso del hábitat por parte de mamíferos carnívoros entre ambientes forestados y ambientes de vegetación nativa bajo uso ganadero tradicional de bosque abierto y pastizal, en un paisaje del ecotono bosque/estepa del noroeste patagónico.
- Determinar cambios en la disponibilidad de recursos tróficos y de refugios de los carnívoros en las plantaciones forestales, respecto a los sistemas nativos.
- Explorar las variables que a diferentes escalas, determinan las características de las forestaciones como hábitat potencial para los mamíferos carnívoros.
- Proponer prácticas de manejo y diseños espaciales de las forestaciones en la región, que contemplen los requerimientos de hábitat de especies de carnívoros nativos.

### 1.6.2. Hipótesis

- El reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones de pino, al generar una modificación estructural del hábitat original, reduce la diversidad y/o abundancia de alimento y de refugio de los mamíferos carnívoros, afectando negativamente su abundancia.
- Dentro de los paisajes forestados, la existencia de variabilidad estructural a escala de sitio y de paisaje genera un mosaico espacialmente heterogéneo, en el que existen distintos niveles de disponibilidad de alimento y refugio de los carnívoros, y consecuentemente un cambio en la abundancia de los carnívoros asociado a dichos niveles de disponibilidad.
- Debido a que las especies de carnívoros presentan diferentes niveles de especialización en el uso de los recursos tróficos y de refugio, la respuesta de cada especie a la modificación del hábitat será individual, siendo mayor la magnitud del cambio a mayor nivel de especialización.

### 1.6.3. Predicciones

- Se registrará una menor disponibilidad de recursos tróficos y de refugio en plantaciones de pino que en vegetación nativa.
- Se registrarán menores abundancias de las especies de carnívoros en plantaciones de pino que en vegetación nativa
- Dentro del paisaje forestado, se registrarán distintos niveles de disponibilidad de alimento y refugio, así como distintos niveles de abundancia de los carnívoros, los cuales estarán asociados a la variabilidad estructural a escala de sitio y de paisaje:
  - \* A escala de sitio, rodales cuyas prácticas de manejo promuevan una mayor complejidad estructural de la vegetación, favorecerán la disponibilidad de una mayor diversidad de estructuras de refugio y de alimento, y por lo tanto,

generarán un aumento en la abundancia de las especies de carnívoros respecto a rodales manejados tradicionalmente.

- \* A escala de paisaje, un menor tamaño de los rodales de pino, la presencia de corredores<sup>1</sup> de vegetación nativa, y menores distancias a estructuras de refugio y áreas con mayor diversidad de alimento, favorecerá el uso de las plantaciones por parte de las especies de carnívoros.
- Las diferencias en la abundancia de carnívoros entre vegetación nativa y forestaciones serán mayores para las especies que presenten una mayor especialización en el uso de los recursos tróficos y/o de hábitat estructural, como gatos pequeños o mustélidos; mientras que serán menores para las especies más generalistas como los zorros y el puma.

#### 1.6.4. Estructura de la tesis

A continuación se describe cómo se estructuró la tesis, de modo de cumplir con los objetivos propuestos y poner a prueba la hipótesis planteada. En el **capítulo 2** se estudia el efecto del reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones de pino sobre el uso de hábitat de los carnívoros, y el patrón de uso de los paisajes forestados, mediante trampas cámara. En los siguientes dos capítulos se describen las características del área de estudio como hábitat para las diferentes especies estudiadas, de modo de explorar la disponibilidad de refugio y alimento en el sistema natural y el paisaje forestado; y analizar cómo se modifican dichos recursos con el reemplazo de la vegetación. De este modo, en el **capítulo 3** se caracteriza el hábitat estructural a escala de sitio y de paisaje, poniendo énfasis en las variables que se considera que podrían determinar el uso por parte de los carnívoros, tales como la estructura y composición de la vegetación, la presencia de otras estructuras de refugio (por ejemplo roquedales), la configuración del paisaje, así como también fuentes de impacto antrópico (rutas, zonas antropizadas). En el **capítulo 4**, por otro lado, se definen las principales presas consumidas por las especies de carnívoros en el área de estudio; para luego determinar la disponibilidad de cada una de estas presas en el paisaje nativo y el paisaje forestado.

En el **capítulo 5** se relaciona el uso del hábitat por parte de los carnívoros con la disponibilidad de sus presas, y a la vez, se analiza la relación tanto de los carnívoros como de sus presas con el hábitat estructural, de modo de identificar las principales variables de hábitat que determina el uso de cada especie en los sistemas forestados. Finalmente, en el **capítulo 6**, se sintetizan los hallazgos de esta tesis, y se discuten en el contexto de los conocimientos existentes en el tema, tanto a nivel regional como mundial. A la vez, se resaltan las implicancias de los resultados, para el manejo sustentable de las plantaciones forestales, y la conservación de la biodiversidad.

En cada uno de los capítulos 2,3, 4 y 5 se discuten los resultados obtenidos en el marco de los objetivos planteados para dichos capítulos. Sin embargo, como la interpretación de los resultados de los distintos capítulos está muy relacionada entre sí (el uso del hábitat de los carnívoros depende de la disponibilidad de recursos tróficos y de refugio, y cómo dichos recursos se relacionan entre sí), la discusión de cada capítulo

---

<sup>1</sup> Se considera como corredores, la presencia de parches de vegetación similar a la original, ya sea remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, así como cortafuegos, que mantengan conectadas las áreas de vegetación nativa continua, permitiendo a las especies de carnívoros afectadas por las plantaciones, circular dentro de la matriz forestada.

es acotada. En cambio, se pone especial énfasis en la discusión general para interpretar los resultados obtenidos, contextualizarlos en función del conocimiento existente y resaltar las implicancias.

## 1.7. Área de estudio

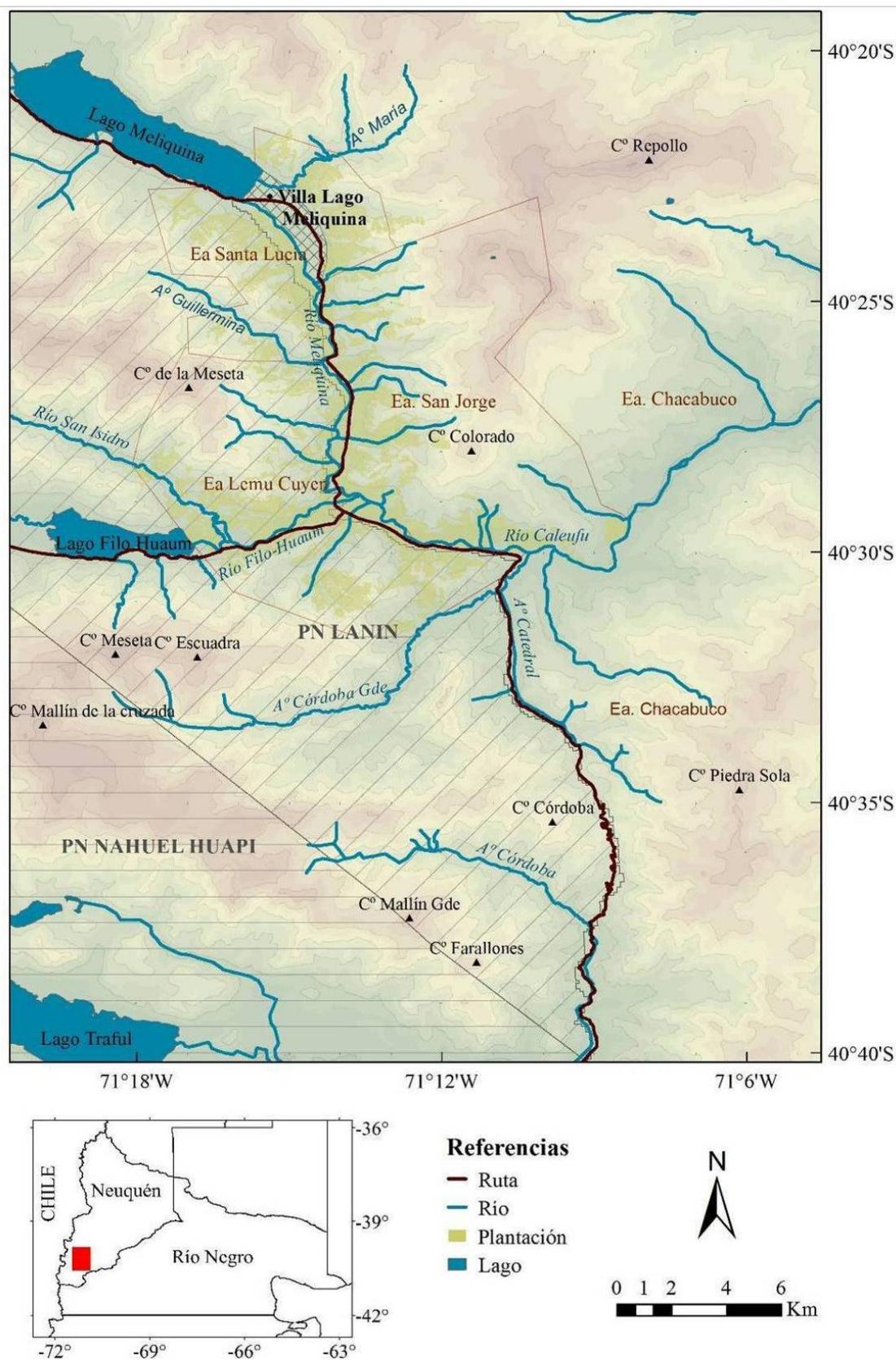
### 1.7.1. Descripción General

El área de estudio se ubica al sudoeste de la provincia de Neuquén (40° 21' S a 40° 37' S, y 71° 7' O a 71° 18' O). Abarca la cuenca de los ríos Meliquina, Filo Hua-hum, y parte del río Caleufu, y se extiende hasta el sur del Paso del Córdoba, abarcando una superficie total de aproximadamente 600 km<sup>2</sup> (Figura 1.2). La zona presenta valles de origen glacial delimitados por montañas, predominantemente en sentido noroeste – sudeste. Las altitudes varían entre 800 msnm en los fondos de valles y 2000 msnm en las zonas más altas. Los cordones montañosos forman parte del sector oriental de los Andes norpatagónicos. Las laderas son, irregulares, con un sector alto de pendientes pronunciadas a empinadas (45 a 100%), y un sector bajo con pendientes suaves a pronunciadas (10 a 45%). Presentan abundantes afloramientos rocosos, especialmente los sectores altos (Letourneau *et al.* 1998).

En lo que respecta a la geología, los cordones montañosos están formados por basaltos, dacitas, riocitas, wackes y tufitas de la formación Ventana, de la edad Paleógeno, erosionados por acción glacial. En el fondo del valle del río Meliquina se encuentran depósitos glaciares y glacialfluviales de fines del Pleistoceno. Adicionalmente, el relieve está parcialmente cubierto por una delgada capa de cenizas volcánicas de edad holocena (Arroyo 1980).

El clima es templado húmedo, con precipitaciones predominantemente invernales. Las nevadas se registran entre mayo y octubre, con probabilidad de heladas todo el año. La precipitación media anual del área oscila entre 800 y 1200 mm, siendo la media de verano de 100 a 150 mm y la de invierno 450 a 500 mm (Barros *et al.* 1983). La temperatura máxima y mínima media anual (período 1978-1999) es de 17,1 °C y 4 °C respectivamente (Autoridad Interjurisdiccional de las cuencas). El balance termoplumiométrico presenta un leve déficit hídrico en época estival y un fuerte exceso en época invernal. Dominan fuertes vientos del oeste y noroeste con velocidades medias que oscilan entre 10 y 30 km/h (Letourneau *et al.* 1998).

Aproximadamente la mitad del área de estudio se encuentra ubicada dentro del Parque Nacional Lanín (Seccional Filo Huaum), mientras que la otra mitad es jurisdicción de la Provincia de Neuquén. Independientemente de la jurisdicción, toda el área es de propiedad privada, abarcando cuatro grandes estancias: Santa Lucía, San Jorge, Lemú Cuyen, y Chacabuco (Figura 1.2). La existencia de estancias privadas dentro del Parque Nacional Lanín se debe a que eran preexistentes a la creación del mismo. Dichas estancias se encuentran dentro de áreas del parque correspondientes a la menor categoría de conservación (categoría VI de UICN), la cual permite usos extractivos regulados (Funes *et al.* 2006a).



**Figura 1.2.** Ubicación del área de estudio. Las áreas rayadas indican jurisdicción de Parques Nacionales, líneas diagonales: PN Lanín, líneas horizontales: PN Nahuel Huapi.

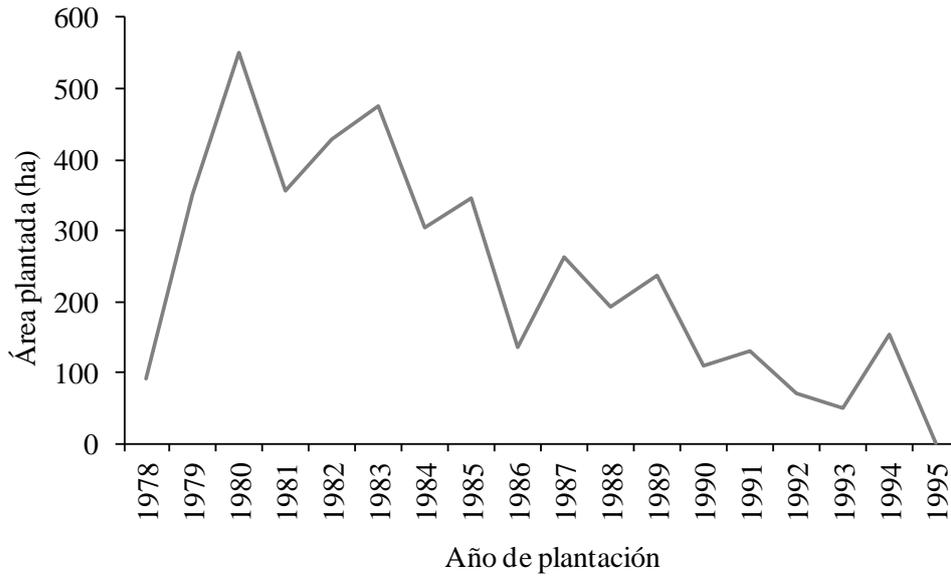
### 1.7.2. Vegetación

El área de estudio se ubica en la zona de ecotono estepa – bosque. En las laderas medias y bajas, y en los fondos de valle, dominan bosques ralos de ciprés (*A. chilensis*), formando mosaicos con la estepa gramínea de coirón (*Stipa spp.* y *Festuca spp.*) y neneo (*Mulinum spinosum*), y en menor medida matorrales de ñire (*Nothofagus antarctica*). En las laderas altas, entre los 1100 y 1600 msnm, dominan los bosques y matorrales caducifolios de lenga (*Nothofagus pumilio*), y por encima de los 1600 msnm se desarrolla vegetación altoandina (Figura 1.3).

Aproximadamente 4350 hectáreas del área de estudio fueron reemplazadas por plantaciones forestales a fines de la década del '70 (Figura 1.3). Desde principios de siglo hasta dicha fecha las tierras habían sido utilizadas para ganadería, y se encontraban degradadas por sobrepastoreo e incendios (Irigoin 2004). La forestación masiva comenzó en 1978 y se incrementó los siguientes años, presentando las mayores tasas de forestación entre 1980 y 1983. Durante los años consecutivos se continuó forestando, si bien la superficie plantada cada año fue decreciendo, hasta 1994, año en que se realizaron las últimas plantaciones (Figura 1.4).

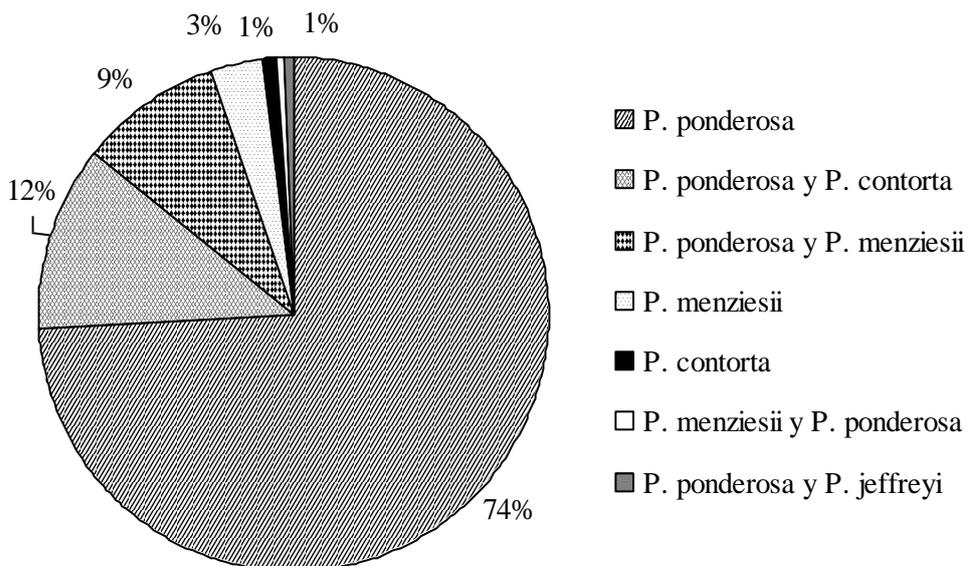


**Figura 1.3.** Imágenes de los paisajes dominantes en el área de estudio. Arriba: vegetación nativa en la que se observa un mosaico de estepa con bosquetes de ciprés, parches de matorral de ñire en el fondo de valle, y abundantes afloramientos rocosos. Abajo: Plantaciones de pino.



**Figura 1.4.** Área total de coníferas plantadas por año, en el Valle de Meliquina.

La principal especie plantada en el Valle de Meliquina, es el pino ponderosa (*Pinus ponderosa*), el cual abarca aproximadamente el 95% del área forestada, ya sea sola o acompañada por otras especies como el pino murrayana (*Pinus contorta* var. *latifolia*), el pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*), y en menor medida el pino de Jeffrey (*Pinus jeffreyi*) (Figura 1.5, CFI-FUNDFAE 2009). Inicialmente, las plantaciones se hicieron con un objetivo de protección y recuperación de los suelos, que estaban en proceso de degradación. Las mismas se realizaron a densidades muy altas, tal como lo exigía la normativa vigente en el momento (Irigoin 2004). Actualmente, parte de la superficie se encuentra podada y raleada. Aún no se ha llegado al turno de corta de ninguno de los rodales, que es de aproximadamente 35 años, si bien los más antiguos están cerca de alcanzar esa edad (Irigoin 2004).



**Figura 1.5.** Porcentaje del área total plantada representada por cada especie, o combinación de especies, en el Valle de Meliquina.

### 1.7.3. Otros usos de la tierra

Las zonas no forestadas del área de estudio se dedican a la actividad ganadera, principalmente vacuna. En estas áreas de ecotono bosque-estepa, se realiza pastoreo permanente durante el año, concentrándose en verano a la utilización de mallines (Laclau 1997). El ganado no solo se encuentra presente en las áreas de vegetación nativa, sino que también utiliza parte de las forestaciones.

La mayoría de las estancias, adicionalmente, presentan cotos de caza, dedicados a la caza de especies exóticas, principalmente ciervo colorado (*Cervus elaphus*). Dichas especies fueron introducidas en la región a principios del siglo XX, y actualmente se encuentran en expansión. Particularmente en el Parque Nacional Lanín, se estima que el ciervo colorado incrementó su ocupación un 33% en los últimos 20 años (Funes *et al.* 2006a). La temporada de caza se desarrolla durante los meses de marzo y abril. Entre los años 1996 y 2006 se registraron 242 ciervos colorados machos cazados en las estancias Chacabuco, Lemu-Cuyen, y Santa Lucía (Lucca *et al.* 2006), y posiblemente el número sea mayor debido a la existencia de caza furtiva.

Por otro lado, el área presenta uso turístico, principalmente dentro del Parque Nacional Lanín. Dicho uso se encuentra particularmente circunscripto a los lagos Meliquina y Filo-Huaum, y los ríos Meliquina, Filo-Huaum, y Caleufu, los cuales presentan zonas de acampe y algunas cabañas. Adicionalmente, sobre el lago Meliquina se encuentra la Villa Lago Meliquina, un poblado pequeño con algunas casas y comercios. El principal atractivo turístico de la zona está asociado a la pesca, y en menor medida también otras actividades como rafting y cabalgatas; y se concentran fundamentalmente en los meses de verano.

### 1.7.4. Justificación de la selección del área de estudio

Para poner a prueba la hipótesis planteada, se decidió seleccionar el área de estudio aquí descrita, debido a que el Valle de Meliquina es la zona con mayor superficie continua forestada en toda la región Patagónica, y la única con casi la totalidad de la superficie (90%) representada por plantaciones maduras (mayores a 18 años). En este sentido, contar con la mayor superficie plantada posible resultaba fundamental, debido a que, como se describió en la introducción general, las especies de carnívoros, particularmente las más grandes, presentan áreas de acción de gran tamaño. Por lo tanto, para poder estudiar el efecto de las forestaciones sobre el uso del hábitat de estas especies, resultaba necesario que las plantaciones fueran de tamaño suficiente como para abarcar varios individuos de cada especie.

La extensión del área de estudio, por lo tanto, es la máxima posible de estudiar bajo las condiciones actuales de plantaciones forestales en la Patagonia. La misma posiblemente resulta adecuada para todas las especies potenciales a ser registradas, excepto para el puma, el cual por tener un área de acción de gran tamaño (entre 26 y 107 km<sup>2</sup>), posiblemente solo abarque unos pocos individuos dentro del paisaje forestado.

## CAPÍTULO 2

### USO DEL HABITAT POR PARTE DE LOS CARNÍVOROS EN VEGETACIÓN NATIVA Y FORESTACIONES<sup>2</sup>



---

<sup>2</sup> Los resultados de este capítulo se encuentran publicados en: Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269: 271-278.

## 2.1. Introducción

Entender las implicancias de los patrones humanos de uso de la tierra sobre la biodiversidad, y particularmente sobre especies de grandes requerimientos de hábitat, como pueden ser los mamíferos carnívoros, los cuales requieren de áreas de acción de gran extensión, es de gran importancia tanto para la ecología básica como aplicada (Carrol *et al.* 2001, Turner *et al.* 2003). Los mamíferos carnívoros son difíciles de estudiar, debido a sus bajas densidades, sus hábitos nocturnos, y sus grandes áreas de acción (Weaver *et al.* 1996). Esta situación hace que la ecología de muchas especies de carnívoros, y sus respuestas a los cambios en el uso de la tierra sean poco conocidas. Los trabajos existentes han asociado el uso del hábitat de los carnívoros en ambientes modificados, a componentes estructurales del paisaje (Virgós 2001, Kramer-Schadt *et al.* 2004), así como a la disponibilidad de recursos (Mortelliti y Boitani 2008).

En este contexto, el reemplazo de la vegetación nativa por forestaciones puede afectar el uso de hábitat de los carnívoros en distinta medida (Lindenmayer *et al.* 1999, Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Zuñiga *et al.* 2009, Mazzolli 2010). Por un lado, la historia de vida de cada especie determina su capacidad de adaptarse a los cambios generados por esta nueva actividad, ya que, a pesar de pertenecer a un mismo gremio ecológico, diferencias en el tamaño corporal, la dieta, la especialización en el uso de recursos, la estructura social, y el comportamiento, hacen que la respuesta a la modificación del hábitat sea distinta (Crooks 2002). Un ejemplo de respuestas contrastantes de carnívoros al reemplazo de la vegetación nativa por forestaciones ha sido observado en Chile, donde el zorro colorado utilizó extensamente las plantaciones de pino, mientras que el gato güiña estuvo prácticamente restringido al bosque nativo (Acosta-Jamett y Simonetti 2004).

Por otro lado, la medida en que los carnívoros utilizan las forestaciones depende de características propias de estos nuevos ambientes, tales como la complejidad estructural del rodal y la heterogeneidad de ambientes a escala de paisaje (Lindenmayer y Hobbs 2004). En lo que respecta a la estructura del rodal, la complejidad está determinada principalmente por el manejo silvícola de la plantación. En este sentido, una de las variables de manejo que mayor efecto se ha observado que tiene sobre la biodiversidad es la densidad de árboles, la cual determina la medida en que se desarrolla el sotobosque, el cual está estrechamente asociado a la complejidad estructural de la plantación (Hayes *et al.* 1997, Suzuki y Hayes 2003, Puettmann y Berger 2006, Wilson y Puettmann 2007). Consecuentemente, es de esperar que las especies de carnívoros utilicen preferentemente las plantaciones ralas respecto a plantaciones densas. En este sentido, se ha observado que el jaguarundí (*Puma yagouroundi*) utiliza preferencialmente plantaciones de pino y eucalipto con sotobosque denso en paisajes del sur de Brasil (Tofoli *et al.* 2009), mientras que también se ha registrado una fuerte asociación del gato güiña con una alta cobertura arbustiva en plantaciones de pino de Chile (Acosta-Jamett y Simonetti 2004).

En cuanto al diseño de paisaje, las forestaciones pueden cumplir un rol como corredores entre remanentes de vegetación nativa para la fauna en sistemas altamente modificados. Por ejemplo, el linco europeo, en España, utiliza las plantaciones de pino y eucalipto para dispersarse, funcionando estas como corredores entre remanentes de matorral nativo, en paisajes altamente modificados por cultivos y otras actividades antrópicas (Palomares *et al.* 2000, Ferreras 2001). Mientras que en el sur de Brasil, las

plantaciones de eucalipto han resultado tener una importante función conectando parches de vegetación nativa, para especies como el puma, el agurá guazú (*Chrysocyon brachyurus*), y el ocelote (Lyra-Jorge *et al.* 2008, Lyra-Jorge *et al.* 2010). Por otro lado, muchas especies pueden favorecerse por la presencia de parches remanentes de vegetación nativa entre forestaciones (Lindenmayer *et al.* 1999), como es el caso del gato güiña en paisajes forestados de Chile (Acosta-Jamett y Simonetti 2004), así como por la presencia de estructuras entre las plantaciones, que permitan la circulación de las especies entre áreas de vegetación nativa (Brinkerhoff *et al.* 2005).

El estudio de animales crípticos y de baja densidad, como son los carnívoros, resulta metodológicamente complejo. En este sentido, la metodología basada en el uso de trampas cámara, a pesar de ser relativamente reciente, constituye una forma confiable para tal fin (Griffiths y van Schaick 1993, Karnth 1995, Zielinski y Kucera 1995). Esta metodología ha sido ampliamente utilizada en las últimas décadas para el estudio de los carnívoros (revisión en O'Connell *et al.* 2011), incluyendo estudios para detectar especies raras, determinar tamaños poblacionales y riqueza de especies, así como también estudios del uso de hábitat (Swann *et al.* 2011). En este sentido, otras metodologías tradicionalmente utilizadas para el muestreo de carnívoros, como las basadas en rastros (huellas), son más propensas a errores de identificación, más dependientes de las condiciones ambientales (como el sustrato, o densidad de vegetación) y climáticas (lluvias, heladas), a la vez que en general requieren de un mayor frecuencia de revisión (Karanth 1995, Silveira *et al.* 2003, Srbek-Araujo y Chiarello 2005, Dias-Espartosa *et al.* 2011). El uso de trampas cámara también puede tener asociado algunos factores que determinen un funcionamiento deficiente, como ser principalmente las condiciones climáticas adversas (por ejemplo alta humedad), la existencia de animales que las dañen, y equipos que no perciban correctamente la presencia de las especies de interés (Dias-Espartosa *et al.* 2011, Swann *et al.* 2011).

Si bien son pocos los trabajos que han utilizado trampas cámara para estudiar a los carnívoros en Patagonia, existe un importante número de trabajos llevados a cabo en distintas partes del país y/o de Sudamérica, en los que se ha demostrado la buena capacidad de esta metodología para registrar a la mayor parte de las especies de carnívoros presentes en la región, como ser el puma (Silveira *et al.* 2003, Trolle 2003, Kelly *et al.* 2008, Galvez 2009, Lucherini *et al.* 2009, Silva-Rodríguez *et al.* 2010, Cherem *et al.* 2011, Vera-Marquez *et al.* 2011), el gato montés (Cuellar *et al.* 2006, Pereira 2009, Andrade-Nuñez y Aide 2010, Pereira *et al.* 2011), el gato de pajonal (Silveira *et al.* 2003, Pereira *et al.* 2008a, Lucherini *et al.* 2009), el zorro colorado (Galvez 2009, Lucherini *et al.* 2009, Monteverde y Piudo 2011), el zorro gris (Galvez 2009, Silva-Rodríguez *et al.* 2010), el zorrino común (Galvez 2009, Lucherini *et al.* 2009, Andrade-Nuñez y Aide 2010), y el hurón menor (Cherem *et al.* 2011, Vera-Marquez *et al.* 2011). No hay registros conocidos mediante esta metodología para dos el zorrino patagónico y el huroncito, sin embargo, el hecho de que el zorrino común y el hurón fueran registrados mediante esta metodología, permite suponer que el zorrino patagónico y el huroncito también deberían poder registrarse de estar presentes. En este sentido, la metodología de trampas cámara resulta una buena herramienta para estudiar el uso de hábitat de las especies de carnívoros de la región.

El objetivo de este capítulo es: A) Comparar el uso del hábitat por parte de las especies de carnívoros nativos, en plantaciones de pino respecto a la vegetación nativa de ecotono estepa-bosque reemplazada. B) Dentro del paisaje forestado, comparar el

uso de las plantaciones tradicionales densas, respecto a plantaciones bajo un manejo alternativo, a menor densidad de árboles; y respecto a la presencia de estructuras de paisaje alternativas, como parches remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, y cortafuegos, de modo de probar su rol como posibles corredores<sup>3</sup> de vegetación nativa.

## 2.2. Metodología

### 2.2.1. Diseño de muestreo

El área de muestreo se acotó a los valles y laderas bajas y medias (aprox. 800 a 1200 msnm), por ser los ambientes en los que se han establecido las forestaciones. Se excluyó del área de muestreo todos los asentamientos humanos, y una zona de amortiguación de 400 m alrededor de los mismos, así como también un área de 50 m alrededor de las rutas. A la vez, se definió como el estrato accesible para el muestreo, todas las áreas dentro de un km alrededor de rutas, caminos y senderos. El gradiente altitudinal de las distintas zonas a lo largo del área de estudio, particularmente entre las zonas forestadas y las áreas de vegetación nativa fueron similares, de modo de asegurar que los sitios muestreados en los distintos tipos de vegetación fueran comparables entre sí.

#### 2.2.1.1. *Vegetación nativa vs. Plantaciones densas*

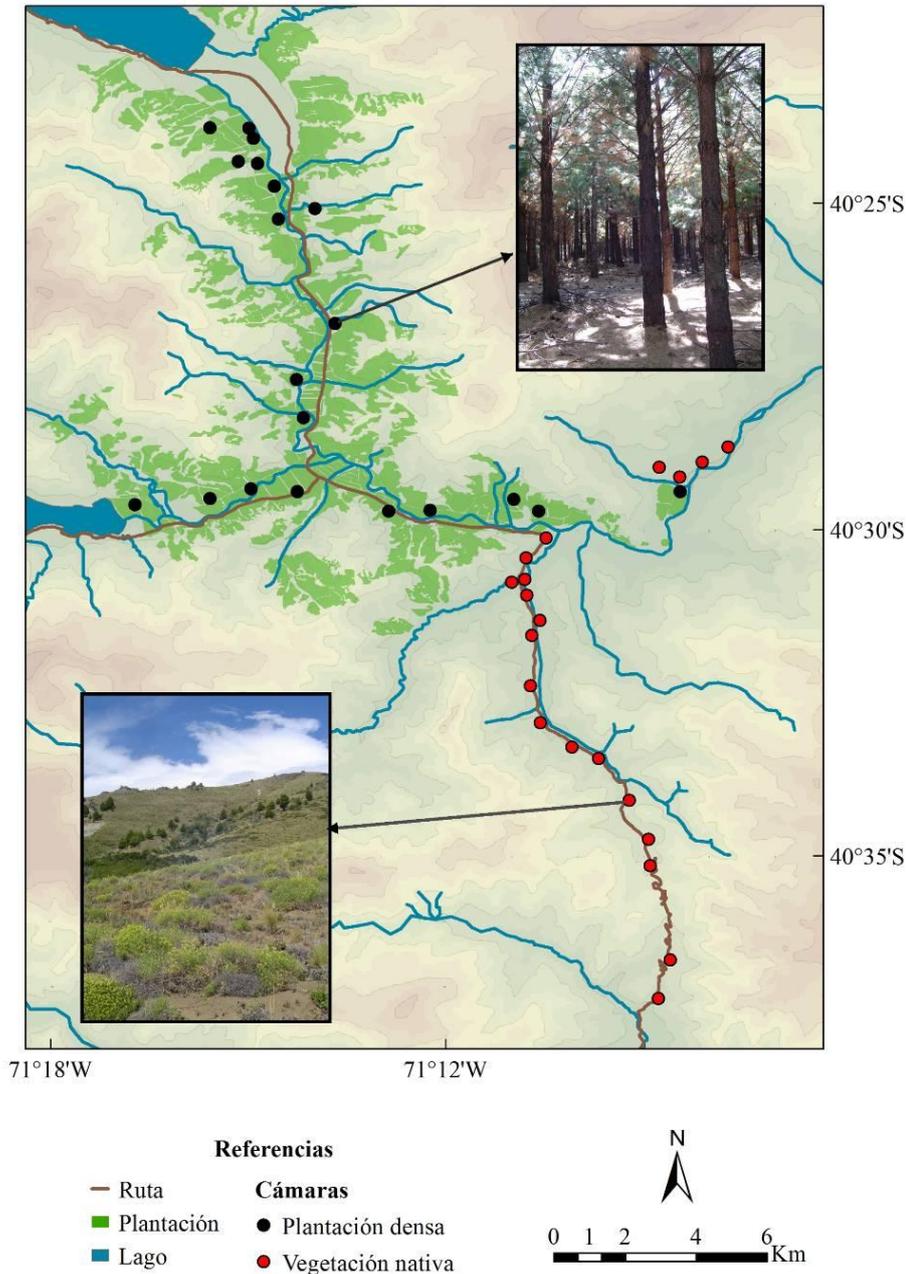
Se seleccionaron un total de 40 sitios: 20 en plantaciones de pino densas y 20 en vegetación nativa (Figura 2.1). Los sitios se establecieron con una separación de al menos 1 km entre sí, para lograr independencia de las unidades muestrales y a la vez optimizar el área muestreada, tomando como especie de referencia al zorro colorado (Novaro et al. 2000a). Esta distancia está basada en el área de acción del zorro colorado (promedio de 8,5 km<sup>2</sup>), la cual representaría un área circular de aproximadamente 0,9 km de diámetro alrededor de la cámara. De este modo, la probabilidad de obtener registros de un mismo individuo en dos cámaras distintas durante un periodo de tiempo corto es muy baja. Se seleccionó al zorro colorado como especie de referencia, ya que su área de acción abarca la de las otras especies de carnívoros, asegurando independencia de las unidades muestrales para todas las especies, excepto para el puma. Esta última especie, como se describió en el capítulo 1, presenta un área de acción muy grande, que excede el nivel de heterogeneidad de los tipos de hábitats muestreados en este trabajo. De este modo no se pudo adaptar el diseño de muestreo a los requerimientos del puma, debido a la limitación en la extensión del área forestada en la región. Por lo tanto, es importante destacar, que no se puede asegurar independencia entre las unidades muestrales para el puma.

Para los propósitos de este estudio, se definió a la vegetación nativa, como cualquier área mayor de 150 ha de tamaño, cuya vegetación tiene una composición y estructura similar a la cual fue reemplazada por las plantaciones de pino. Dichos ambientes se encuentran sometidos a un uso ganadero extensivo tradicional, y están dominados por árboles de ciprés, inmersos en una matriz de estepa, y algunos matorrales de ñire. Los

---

<sup>3</sup> Se utiliza la definición de corredor según Beier y Noss (1998): “hábitat lineal, embebido en una matriz distinta, que conecta dos o más bloques de hábitat”

sitios en la vegetación nativa fueron seleccionados al azar dentro de la vegetación original en la cuenca, excluyendo aquellas zonas a menos de 500 m de las plantaciones. El área de vegetación nativa muestreable dentro del área de estudio representó aproximadamente 3200 ha.



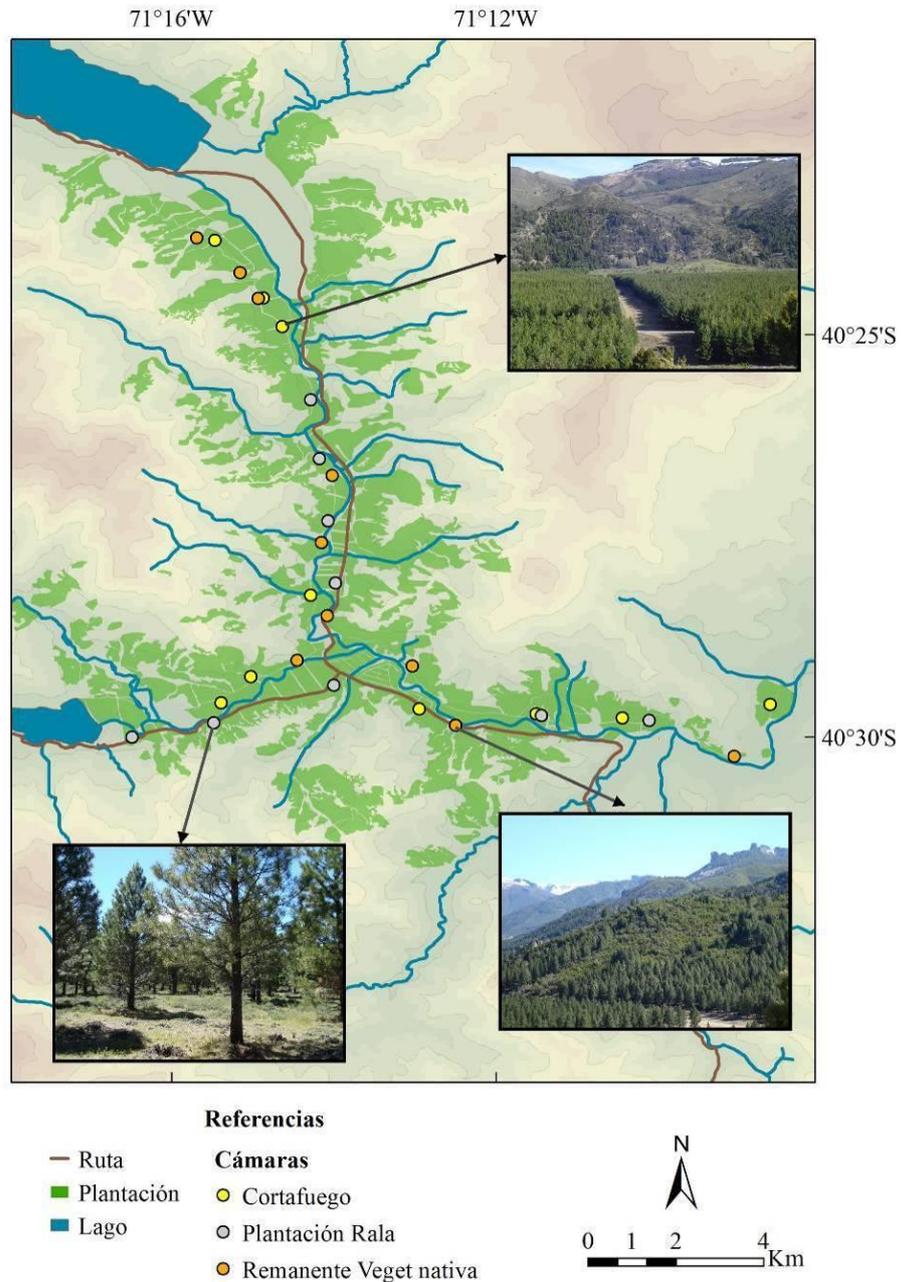
**Figura 2.1.** Ubicación de los sitios de muestreo en vegetación nativa y plantaciones.

Las plantaciones de pino densas se definieron como aquellas áreas plantadas con coníferas exóticas, cuyas edades se encuentran entre los 20 y 28 años, las cuales presentan un dosel arbóreo cerrado, lo cual está dado por cobertura arbórea mayores al 60% y densidades arbóreas entre los 500 y 1200 árboles/ ha. Los sitios fueron seleccionados al azar del total de la superficie de plantaciones en el área de estudio,

excluyendo un área de 70 m desde el borde de la plantación, representando aproximadamente 3100 ha muestreables.

### 2.2.1.2. Patrón de uso de las áreas forestadas

Dentro del paisaje forestado, se seleccionaron sitios en tres tipos de ambientes alternativos a las plantaciones densas: plantaciones ralas, cortafuegos, y remanentes de vegetación nativa dentro de plantaciones. Al igual que en la sección anterior, los sitios se establecieron con una separación de al menos 1 km entre sí.



**Figura 2.2.** Ubicación de los sitios de muestreo en remanentes de vegetación nativa, plantaciones ralas, y cortafuegos.

Las plantaciones ralas fueron definidas como parches plantados con pino de al menos 3 ha de tamaño, cuya densidad arbórea fuera baja (promedio 550 árboles/ ha), y su cobertura arbórea menor al 60%, de modo que el dosel arbóreo no se haya cerrado. Se seleccionaron 9 sitios al azar dentro de los parches de plantación rala disponibles en el área de estudio, los cuales representan un área total de 100 ha (Figura 2.2).

Los cortafuegos se definieron como fajas de 30 a 35 m de ancho, y de largo variable (100 a 300 m), ubicadas entre rodales de plantación de pino, en las cuales la vegetación nativa no fue remplazada, pero fue parcialmente removida para actuar como barrera para el fuego. Se seleccionaron 10 sitios al azar dentro de las 120 ha de cortafuegos disponibles en el área de estudio (Figura 2.2).

Los remanentes de vegetación nativa fueron definidos como parches de tamaño variable (5 a 100 ha) compuestos por vegetación nativa, inmersos dentro de la matriz de plantaciones. Se seleccionaron 10 sitios al azar dentro de todos los remanentes de vegetación nativa presentes en el área de estudio (Figura 2.2), los cuales representan un área total de 1000 ha.

### 2.2.2. Muestreo de carnívoros

Se estimó el uso del hábitat de las especies de carnívoros mediante trampas cámara. Las trampas cámara consisten en cámaras fotográficas conectadas a un dispositivo infrarrojo, que se dispara cuando detecta cambios en la temperatura ambiental, habitualmente debido a la presencia de un animal de sangre caliente. En este trabajo se decidió utilizar la metodología de trampas cámara para estudiar el uso de hábitat de los carnívoros, principalmente debido a que permite realizar una mayor intensidad de muestreo que las metodologías tradicionales, teniendo en cuenta que la mayoría de las especies son poco abundantes. En este sentido, la metodología de trampas cámara permite instalar permanentemente durante un periodo de tiempo extendido una gran cantidad de estaciones de muestreo, requiriendo una frecuencia de control más baja que, por ejemplo, el uso de huelleros (Zielinski y Kucera 1995, Silveira *et al.* 2003, Dias-Espartosa *et al.* 2011). Por otro lado, mediante pruebas previas de los equipos se comprobó que las condiciones climáticas del periodo de muestreo (verano), así como el modelo de cámara utilizada, mostraban un buen desempeño, sin evidenciar problemas ni fallas particulares. Adicionalmente, como se detalló en la introducción, esta metodología fue exitosamente utilizada para estudiar a la mayoría de las especies de carnívoros presentes en la región.

Se utilizaron trampas cámara analógicas de 35 mm, marca Leaf River® Trail Scan, modelo C-1, y digitales marca Cuddeback®, modelo Digital Scouting. En cada sitio se instaló una trampa cámara, colocada a una altura de entre 40 y 50 cm. Los muestreos se desarrollaron desde principios de diciembre hasta principios de abril de tres temporadas consecutivas (2007-08, 2008-09, 2009-10). En cada temporada los muestreos estuvieron divididos en dos períodos de 60 días cada uno, funcionando la mitad de las estaciones durante el primer período y la otra mitad durante el segundo (Di Bitetti *et al.* 2006, Pereira 2009). Cada estación estuvo activa durante dos temporadas, 60 días cada temporada. Los sitios muestreados durante cada período fueron seleccionados al azar dentro de cada tipo de hábitat, de modo que las cámaras asignadas a cada período cubrieran el mismo área general, y que cada tipo de hábitat estuviera igualmente representado durante ambos periodos (Di Bitetti *et al.* 2006).

Las cámaras fueron programadas para permanecer activas durante la noche (aproximadamente 8 pm a 8 am), debido a que en los sitios sin dosel arbóreo la exposición directa al sol provocó el mal funcionamiento de algunas cámaras durante el día, sumado al hecho de que las especies estudiadas son de actividad principalmente nocturna. Adicionalmente, se configuraron las cámaras para que registren en la película la fecha y hora del registro de cada fotografía.

Para asegurar el buen funcionamiento de las cámaras en el campo, después de ser instaladas, cada cámara fue revisada durante los siguientes dos días, ajustándose la posición o las funciones de la cámara, en caso de observarse algún problema. Posteriormente, las cámaras fueron revisadas cada aproximadamente 15 días, para controlar el estado de los rollos y pilas, y para renovar los cebos. Se tomó dicho intervalo de tiempo entre revisiones, ya que al estar únicamente activas durante la noche, la tasa de fotografías disparadas fue relativamente baja, durando tanto los roys como las pilas un tiempo mínimo mayor a 15 días. Periodos iguales o mayores a 15 días entre revisiones también fueron considerados adecuados en otros trabajos con la misma metodología en la región (Silva-Rodríguez *et al.* 2010, Monteverde y Piudo 2011).

Las baterías de las cámaras duraron en promedio más de dos meses. Las cámaras poseen un medidor del estado de uso de las pilas, y por precaución siempre fueron cambiadas antes de llegar al nivel mínimo de carga, de modo de asegurar que las cámaras nunca quedaran inactivas por falta de energía. Por otro lado, los roys duraron en promedio más de un mes, siendo muy pocos los casos en los que los roys se agotaron antes de transcurrido un mes. Al igual que en el caso de las pilas, los roys eran cambiados por precaución antes de estar cerca de agotarse, sin embargo en unos pocos casos algunas cámaras se les agotó el royo antes de ser revisadas. A la vez, en dos casos fue necesario reemplazar las cámaras por falla en el funcionamiento. En dichos casos, los días de muestreo perdidos se descontaron de los análisis.

Para estimar los días perdidos en las cámaras fallidas, se consideró el periodo transcurrido desde el día de la última foto tomada hasta el día en que el royo o la cámara fueron cambiados. Por otro lado, tres cámaras fueron robadas durante los muestreos. En dichos casos, debido a que se perdieron una mayor cantidad de días de muestreo que en el caso de las cámaras fallidas, se reemplazó la cámara sustraída y se prolongó el muestreo en los sitios correspondientes, hasta completar el periodo necesario. A lo largo del estudio se muestrearon un total de 8633 días trampas. En el Cuadro 2.1 se indica el número de días trampa activos y perdidos en cada tipo de hábitat.

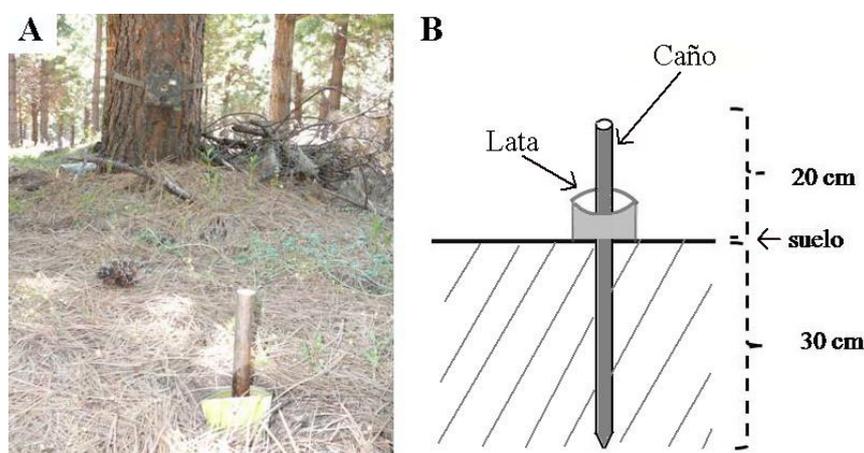
**Cuadro 2.1.** Resumen de los sitios muestreados, número de días trampas activos y perdidos, en cada tipo de hábitat, durante el total del periodo muestreado.

Tipo de hábitat	Nº sitios	Nº días trampa	Cámaras robadas	Nº días trampa perdidos <sup>1</sup>
Vegetación nativa continua	20	2478	0	28
Plantación densa	20	2474	0	36
Plantación rala	9	1144	0	5
Cortafuego	10	1270	2	10
Remanente vegetación nativa	10	1267	1	16

<sup>1</sup> No se cuentan los días perdidos por robo, ya que para dichos sitios se prolongó el muestreo complementando los días perdidos.

Para aumentar la probabilidad de registrar a las especies de carnívoros en los hábitats estudiados, se utilizaron cebos atrayentes para carnívoros. El uso de cebos es una práctica común en el estudio de carnívoros, debido a que, por la baja densidad a la que suelen encontrarse las especies, es muy poco probable su registro casual (Trolle 2003, Schlexer 2008, Dias-Espartosa *et al.* 2011). En este sentido, la probabilidad de registro es particularmente baja en casos como el de este estudio, en los que el diseño de muestreo no permite colocar las trampas en ambientes que *a priori* se sabe que son muy usados, como ser senderos, cuevas, letrinas (Wemmer *et al.* 1996). Cabe aclarar, sin embargo, que los cebos suelen generar un sesgo en la estimación de las abundancias relativas para las distintas especies, debido a que tiene un efecto de atracción diferente para cada especie (Schlexer 2008).

En cada sitio, se colocó el cebo en frente de cada trampa cámara, ubicado a aproximadamente a una distancia de 1 m. Como cebo se utilizó huevo podrido, el cual es un efectivo atrayente de cánidos y mustélidos (Linhart y Knowlton 1975, Novaro *et al.* 2000a), y también se utilizó esencia de valeriana, la cual ha sido descripta como un buen atrayente para félidos (Ordiz y Llaneza 2004, Schlexer 2008, Weber *et al.* 2008). Para colocar el huevo podrido en cada estación de muestreo, se clavó en el suelo un caño metálico de fondo ciego de 50 cm de largo, y 2,5 cm de diámetro, atravesando una lata vacía de 30 cm<sup>3</sup>, de modo de quedar fuertemente fijado al suelo, evitando ser removido por los animales (30 cm enterrados, y los 20 cm restantes sobresalieron del suelo). Durante cada visita a la cámara, se llenó el caño hasta el borde, y también la lata. Para que el cebo resultara de más difícil acceso para las especies, y también disminuir su solidificación, se aplastó la boca de cada lata, de modo de quedar parcialmente cerrada (Figura 2.3). La esencia de valeriana se colocó sobre troncos o ramas ubicados alrededor de la estaca, colocando aproximadamente 30 gotas de tintura madre concentrada.



**Figura 2.3.** Fotografía (A) y esquema (B) del sistema utilizado para colocar el cebo en cada estación de muestreo.

### 2.2.3. Análisis de datos

Se calculó un índice de uso de hábitat para cada especie en cada tipo de hábitat. Dicho índice de uso de hábitat se calculó como el número de visitas de cada especie por sitio cada 10 días, para corregir por los casos que el número de días muestreados fue

menor. Para estimar el uso de hábitat de cada especie, se unieron los datos de los dos periodos, considerando los datos como de un único muestreo de 60 días para 69 estaciones. Para evitar contar múltiples fotografías del mismo individuo en una estación de muestreo durante un período de tiempo corto, todas las imágenes de la misma especie tomadas durante un período de una hora se consideran como una única visita. Se tomó dicho intervalo de tiempo para asegurar no contar dos veces la misma visita, ya que en base a los datos obtenidos, se determinó que cuando un individuo era fotografiado en múltiples ocasiones durante una misma noche, dichas fotografías no eran tomadas en un periodo mayor a 30 minutos. El lapso de tiempo de una hora también fue considerado adecuado en trabajos que estudiaron las mismas especies con trampas cámara (Galvez 2009, Lucherini *et al.* 2009).

Se comparó el índice de uso de hábitat para cada especie, entre vegetación nativa y plantaciones, mediante una prueba no paramétrica de Mann-Whitney. Se llevaron a cabo pruebas de Kruskal-Wallis para comparar el número de visitas entre plantaciones tradicionales densas, cortafuegos, plantaciones ralas, y remanentes de vegetación nativa entre plantaciones; seguidas por pruebas *post hoc* de Dunn, en caso de encontrar diferencias significativas. Se utilizaron análisis no-paramétricos para comparar los datos de número de visitas por tipo de hábitat, debido a los mismos no presentaron una distribución normal.

Un supuesto importante para que los índices de abundancia relativa sean estimadores válidos de la abundancia real, es que la detectabilidad para una misma especie sea constante entre los distintos tipos de hábitats comparados (MacKenzie *et al.* 2005). En este sentido, en este trabajo las tasas de detección para cada especie pueden haber sido diferentes entre los distintos tipos de hábitats, debido a diferencias en las características estructurales de los mismos (O' Brien 2010). Existen métodos analíticos para, a partir de detecciones a lo largo del tiempo, determinar la probabilidad de una especie de ocupar un tipo de hábitat, teniendo en cuenta la probabilidad de ser detectada en dicho hábitat (MacKenzie *et al.* 2002, MacKenzie *et al.* 2005).

Para analizar en qué medida diferencias en la detectabilidad podrían estar determinando un sesgo en el análisis del uso del hábitat por parte de zorro, se generaron modelos de estimación de la ocupación del zorro, por ser la única especie con suficientes datos como para poder hacer estas estimaciones. Para esto utilizamos el modelo de una especie en múltiples temporadas ("single-species multiple-season"), disponible en el programa PRESENCE 4.0 (disponible en <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>). Estos modelos asumen que las poblaciones están cerradas dentro de una temporada, pero abiertas entre las estaciones, y permiten estimar la probabilidad de ocupación " $\psi_t$ " (proporción de sitios en los que la especie estuvo presente durante la temporada  $t$ ), la probabilidad de colonización " $\gamma_t$ " (sitios no ocupados durante la temporada  $t$ , que se convirtieron en ocupados por la especie en la temporada  $t+1$ ), la probabilidad de extinción " $\epsilon_t$ " (los sitios ocupados por la especie en la temporada  $t$  que se convirtieron en desocupados en la temporada  $t+1$ ), y la probabilidad de detección durante cada visita de la especie " $p$ " (MacKenzie *et al.* 2005).

Se construyeron las historias de detección del zorro colorado en cada trampa cámara, los cuales consistieron de dos temporadas, con cuatro ocasiones de muestreo de 15 días consecutivos en cada temporada (un total de 8 ocasiones de muestreo). Para modelar la probabilidad de ocupación ( $\psi$ ), en primer lugar se asumió que no existía efecto del hábitat, y en el segundo se consideró el efecto del tipo de hábitat como una covariable específica de cada sitio. Por otro lado, para modelar la probabilidad de detección ( $p$ ), se

desarrollaron tres modelos, en el primero se asumió que todas las probabilidades de detección eran constantes; en el segundo modelo se asumió que la probabilidad de detección está afectada por el tipo de hábitat; y en el tercer modelo se asumió un efecto del tipo de hábitat y de la temporada. Se asumió, a la vez, que la probabilidad de extinción ( $\epsilon$ ) y de colonización ( $\gamma$ ) fueron constantes entre tipos de hábitats, para todos los modelos. Se generaron modelos para todas las combinaciones posibles de parámetros, y se utilizó el índice de Akaike (AIC), para seleccionar el modelo más parsimonioso (menor AIC).

Para analizar el patrón de actividad horaria de las especies de carnívoros registrados, se definieron rangos horarios de dos horas cada uno dentro del periodo de horario muestreado (20 hs a 8 hs), obteniendo así 6 categorías. Para cada categoría se estimó en número de visitas de cada especie, discriminando por tipo de hábitat.

### 2.3. Resultados

#### 2.3.1. Vegetación nativa vs. Plantaciones densas

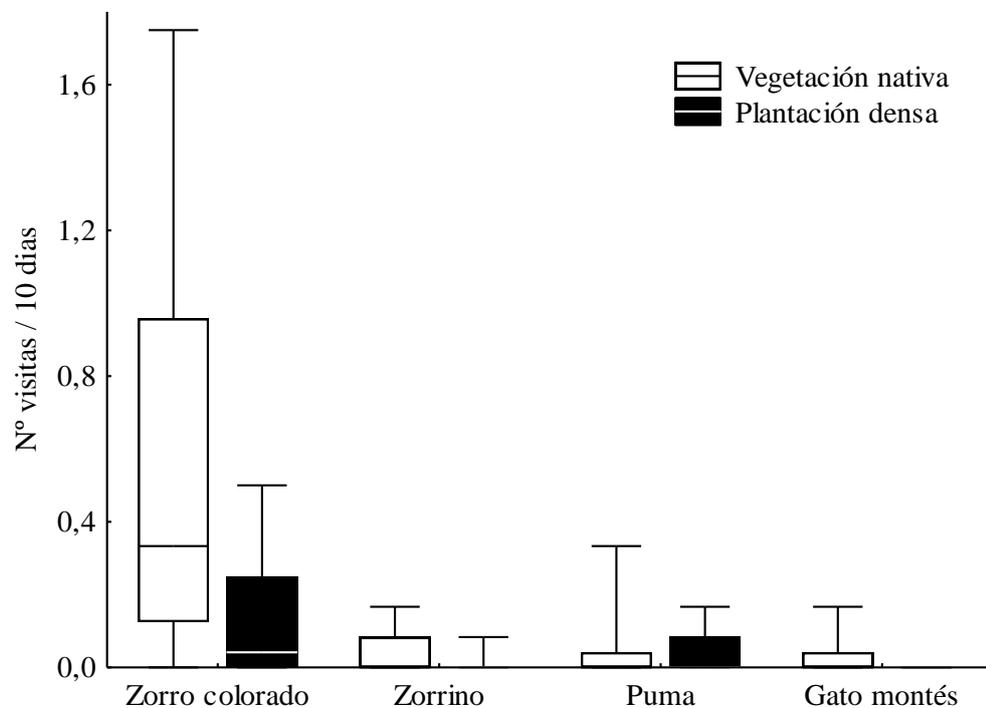
En total se registraron 4 especies de carnívoros nativos: *Lycalopex culpaeus* (zorro colorado, Canidae), *Puma concolor* (puma, Felidae), *Leopardus geoffroyi* (gato montés, Felidae), y *Conepatus chinga* (zorrino común, Mustelidae) (Figura 2.4).



**Figura 2.4.** Imágenes de las cuatro especies de carnívoros nativas registradas en el área de estudio, mediante trampas cámara. Arriba: *Lycalopex culpaeus* (zorro colorado), y *Conepatus chinga* (zorrino común). Abajo: *Leopardus geoffroyi* (gato montés) y *Puma concolor* (puma).

La especie que más veces fue registrada en ambos tipos de hábitats fue el zorro colorado (Figura 2.5), el cual presentó un índice de uso de hábitat significativamente mayor en vegetación nativa continua que en plantaciones densas ( $Z = 3,41$   $p < 0,001$ ). El zorrino común también fue registrado en ambos tipos de hábitats, siendo su índice de uso de hábitat significativamente mayor en vegetación nativa continua que en plantaciones ( $Z = 2,07$   $p < 0,038$ ). El puma mostró índices de uso similares en los dos tipos de hábitats ( $Z = -0,45$   $p > 0,656$ ). Mientras que el gato montés fue registrado únicamente en vegetación nativa.

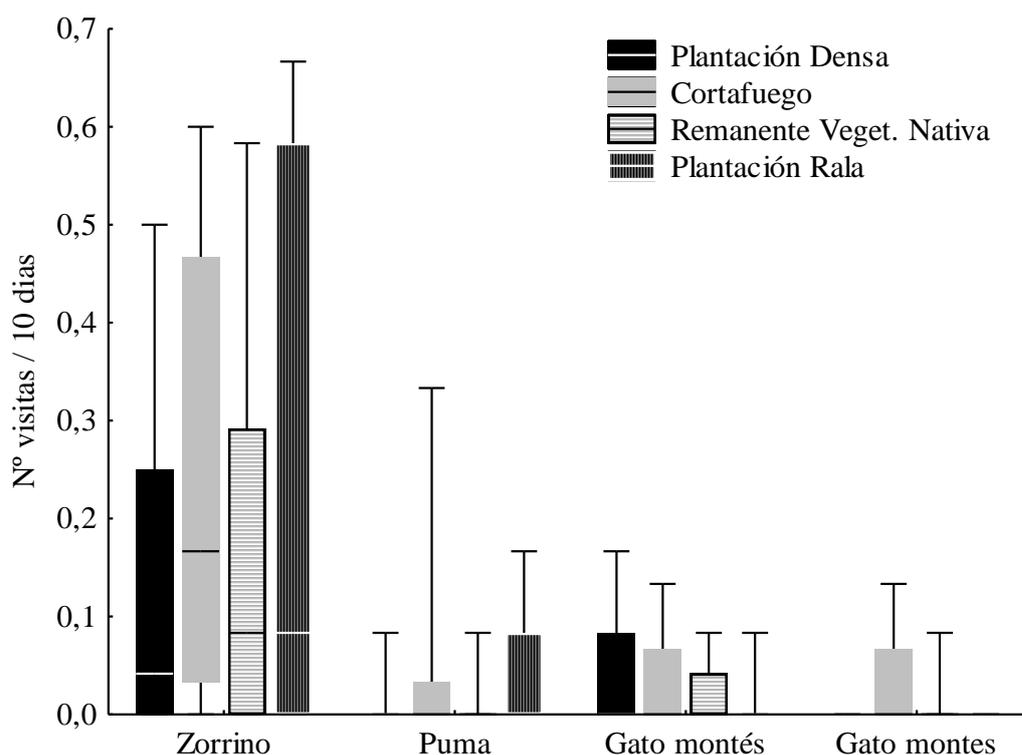
Con respecto a la proporción de sitios de cada tipo de hábitat en los que se registró presencia de las especie de carnívoros, se observó un patrón similar (Cuadro 2.2). El zorro colorado estuvo presente en más del 80% de los sitios de vegetación nativa, mientras que solo en el 50% de los sitios de plantación. El zorrino estuvo presente en una proporción seis veces mayor en vegetación nativa que en plantaciones. El puma, por su parte, estuvo presente en una cuarta parte de los sitios tanto de vegetación nativa como de plantaciones. El gato montés, por último, fue registrado en un 20% de los sitios de vegetación nativa, mientras que, como ya se dijo, estuvo ausente en las plantaciones.



**Figura 2.5.** Diagrama de cajas en el que se grafica el número de visitas por sitio cada 10 días de las especies de carnívoros registradas en vegetación nativa y plantación densa. Las cajas indican la mediana, y los percentiles del 20% y 80%, las barras indican los valores máximos.

### 2.3.2. Patrón de uso de las áreas forestadas

Tanto el zorro colorado como el zorrino mostraron una tendencia a utilizar los cortafuegos y plantaciones ralas con mayor frecuencia que las plantaciones densas y los remanentes de vegetación nativa (Figura 2.6, Cuadro 2.2). Sin embargo, por la alta variabilidad de los datos no se encontraron diferencias significativas entre los cuatro tipos de hábitat, para ninguna de las dos especies (Kruskal Wallis  $\chi^2 = 1,505$   $p = 0,681$  para el zorro colorado;  $\chi^2 = 2,417$   $p = 0,490$  para el zorrino).



**Figura 2.6.** Diagrama de cajas en el que se grafica el número de visitas por sitio cada 10 días de las especies de carnívoros registradas en los distintos tipos de hábitats dentro del paisaje forestado. Las cajas indican la mediana, y los percentiles del 20% y 80%, mientras que las barras indican los valores máximos.

**Cuadro 2.2.** Frecuencia y número total de registros de las cuatro especies de carnívoros detectadas, en los cinco tipos de hábitats muestreados, VN: vegetación nativa, PI: plantación densa, PR: plantación rala, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa. Se describe, para cada tipo de hábitat, el número de estaciones en las cuales estuvo presente cada especie, y entre paréntesis el porcentaje del total de estaciones de dicho tipo de hábitat representa; y el número total de visitas para el total de estaciones en cada tipo de hábitat para cada especie.

	VN	PI	PR	Cf	RVN
<i>Zorro colorado</i>					
Nº estaciones c/ presencia	17 (85%)	10 (50%)	7 (78%)	8 (80%)	6 (60%)
Nº total de visitas	137	29	25	18	35
<i>Zorrino</i>					
Nº estaciones c/ presencia	6 (30%)	1 (5%)	2 (22%)	2 (20%)	1 (10%)
Nº total de visitas	7	1	3	6	1
<i>Puma</i>					
Nº estaciones c/ presencia	4 (20%)	5 (25%)	1 (10%)	3 (30%)	2 (20%)
Nº total de visitas	9	7	1	4	2
<i>Gato montés</i>					
Nº estaciones c/ presencia	4 (20%)	0	0	4 (40%)	1 (10%)
Nº total de visitas	5	0	0	5	1

El puma fue registrado en los cuatro tipos de hábitat, sin mostrar preferencia por ninguno (Kruskal Wallis  $\chi^2 = 1,473$   $p = 0,693$ ). Contrariamente, el gato montés mostró diferencias significativas en el uso de los cuatro tipos de hábitats. El número de visitas de esta especie fue significativamente mayor en cortafuegos respecto a las plantaciones densas, mientras que utilizó con baja frecuencia los remanentes de vegetación nativa, y no fue registrado en las plantaciones ralas (Figura 2.6, Cuadro 2.2).

### 2.3.3. Modelo de ocupación para el zorro colorado

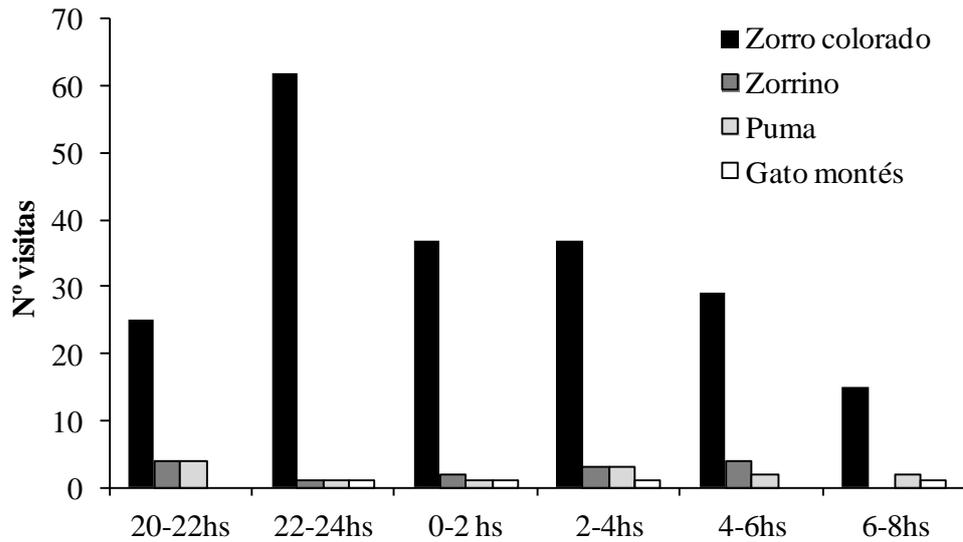
El modelo de ocupación más parsimonioso para el zorro colorado, fue en el que se asumió que la ocupación ( $\psi$ ) se encuentra afectada por el tipo de hábitat, y la probabilidad de detección ( $p$ ) es constante. Este modelo resultó ser más probable ( $\Delta AIC > 2$ ) que los otros modelos que consideraron que la ocupación es constante en los distintos tipos de hábitats, y que la probabilidad de detección varía entre los hábitats y entre temporadas.

Las estimaciones de probabilidad de ocupación ( $\pm$  error estándar) del modelo mostraron las mismas tendencias que las estimaciones de número de visitas por sitio de la especie. Los valores obtenidos fueron:  $\psi = 0,742$  (0,151) para la vegetación nativa continua,  $\psi = 0,207$  (0,110) para las plantaciones densas,  $\psi = 0,828$  (0,204) para cortafuegos,  $\psi = 0,615$  (0,220) para las plantaciones ralas, y  $\psi = 0,158$  (0,150) para los remanentes de vegetación nativa. La probabilidad de detección ( $\pm$  error estándar) para cada período de muestreo fue de  $p = 0,437$  (0,050), mientras que las probabilidades de colonización y extinción ( $\pm$  error estándar) resultaron similares entre sí,  $\gamma = 0,245$  (0,061) y  $\varepsilon = 0,232$  (0,082).

El modelo seleccionado indicaría que las diferencias de detectabilidad entre los distintos tipos de hábitats no serían importantes para el zorro colorado. Por lo tanto, los índices de uso de hábitat obtenidos para esta especie serían una estimación confiable de la abundancia real.

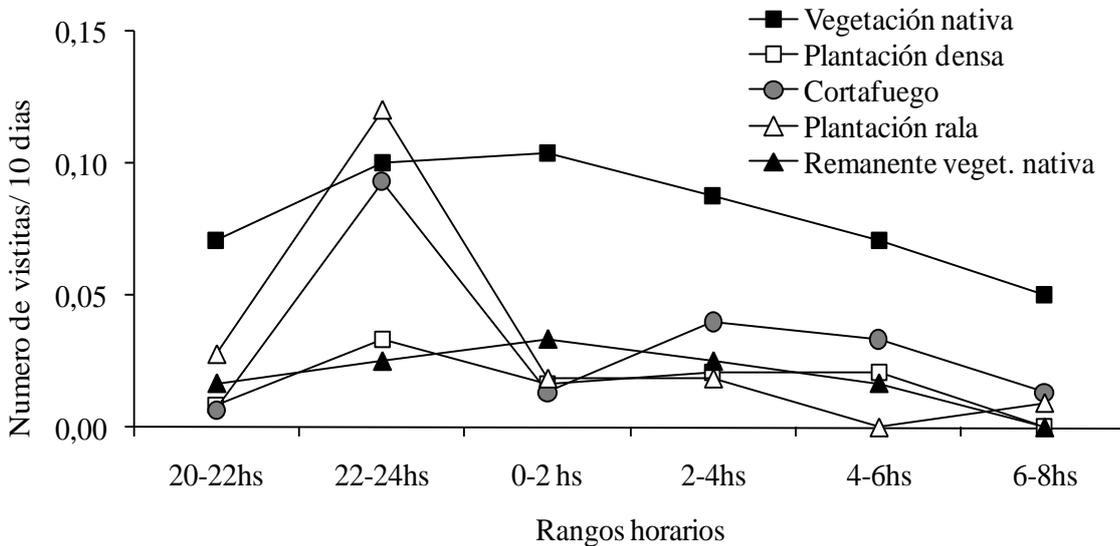
### 2.3.4. Patrón de actividad horaria

Al analizar el patrón de actividad horaria de las especies de carnívoros registradas mediante las trampas cámara, se observa en el caso del zorro colorado que la actividad aumenta desde las 20 hs, mostrando el pico de actividad entre las 22 hs y 24 hs, y luego disminuye progresivamente, siendo el período con menores registros a la mañana, entre las 6 hs y 8 hs (Figura 2.7). Para las otras especies, se observa que fueron registradas en abundancias similares durante todos los rangos horarios, si bien la baja cantidad de datos no permite hacer un análisis detallado del patrón de actividad (Figura 2.7).



**Figura 2.7.** Patrón de actividad nocturno (20 hs. a 8 hs.) de las especies de carnívoros nativos registradas mediante trampas cámara, expresado como el número de visitas por sitio cada 10 días, agrupadas en rangos horarios de dos horas.

Al analizar diferencialmente el patrón de uso horario de los distintos tipos de hábitats por parte del zorro colorado (Figura 2.8), se puede observar que en vegetación nativa, y en remanentes de vegetación nativa entre plantaciones la distribución de las abundancias durante todo el rango de horarios es homogéneo, mostrando su máximo entre las 0 hs y 2 hs, y su mínimo al comienzo y final de la noche. Mientras que en plantaciones ralas, cortafuegos, y en menor medida también plantaciones densas, se observa el pico de actividad entre las 22 hs y 24 hs.



**Figura 2.8.** Patrón de actividad nocturno (20 hs. a 8 hs.) del zorro colorado en los distintos tipos de hábitats muestreados, expresado como el número de visitas por sitio cada 10 días, agrupadas en rangos horarios de dos horas.

## 2.4. Discusión

### 2.4.1. Uso del hábitat por los carnívoros

Los resultados obtenidos indican que el impacto del reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones de pino sobre el ensamble de los carnívoros nativos es variable según la especie, siendo el gato montés la especie más afectada, al punto que no fue registrada dentro de las plantaciones. El zorro colorado y el zorrino, por su parte, se encuentran en una situación intermedia, ya que mostraron preferencia por la vegetación nativa, pero también utilizan las plantaciones. El puma, en cambio, no resultó ser afectado por las forestaciones, mostrando abundancias relativas similares dentro y fuera de las plantaciones. En este sentido, queda en evidencia que la forma en que la transformación del hábitat afecta a los carnívoros, depende de cada especie, y está determinada por los requerimientos de hábitat de cada una. Este resultado concuerda con los de otros trabajos, como por ejemplo en Chile, donde el gato guiña (*Leopardus guigna*) fue más afectado por las forestaciones que el zorro colorado (Acosta-Jamett y Simonetti 2004); y en España, donde por ejemplo, *Genetta genetta*, seleccionó positivamente las forestaciones, mientras que el resto de las especies de carnívoros las evitaron (Virgós *et al.* 2002)

En lo que respecta al patrón de uso del paisaje forestado, es importante resaltar que si bien no se encontraron diferencias significativas, tanto el zorro colorado como el zorrino mostraron una tendencia a utilizar en mayor medida las plantaciones ralas. Esta tendencia también quedó reflejada, en el caso del zorro colorado, en el modelo de ocupación, ya que el modelo más parsimonioso incluyó diferencias en la ocupación entre tipos de hábitat, para explicar la variabilidad en registros de esta especie entre sitios. Las plantaciones con menores densidades arbóreas han demostrado tener un efecto favorable para especies de diversos grupos taxonómicos, tales como aves (Hayes *et al.* 2003, Lantschner *et al.* 2008), insectos (Corley *et al.* 2006), mamíferos (Suzuki y Hayes 2003, Converse *et al.* 2006). De este modo, las plantaciones ralas permitirían hacer que la matriz de forestaciones resulte un hábitat más permeable para algunas de las especies de carnívoros (Franklin y Lindenmayer 2009), respecto a las plantaciones tradicionales a altas densidades. Las plantaciones ralas ocupan una proporción muy baja del total del área forestada en la cuenca, por lo que es posible que si los parches de plantaciones ralas fuesen de mayor tamaño, la tendencia encontrada se haría más evidente, y por lo tanto el zorro colorado como el zorrino harían un mayor uso de las forestaciones.

Los cortafuegos también resultaron tener un rol importante para las especies de carnívoros, particularmente para el gato montés, el cual fue registrado dentro del paisaje forestado en estas fajas pero no dentro de las plantaciones de pino; y en menor medida también para el zorro colorado y zorrino, que tendieron a utilizarlos con mayor frecuencia que a las plantaciones. Al ser los cortafuegos franjas de terreno desprovistas árboles, rodeadas por una matriz de plantación, generalmente densa, posiblemente estén siendo utilizadas por los carnívoros como una vía de circulación por los paisajes forestados, ya que como se ha demostrado en diversos trabajos, en zonas de vegetación densa, los carnívoros tienden a utilizar los ambientes abiertos (como senderos o caminos) para moverse, debido a que la circulación resulta más fácil y rápida (Thurber *et al.* 1994, James y Stuart-Smith 2000).

Los cortafuegos estarían funcionando, entonces, como corredores lineales dentro de las plantaciones. Este fenómeno concuerda con resultados de otros trabajos en los que se ha observado un mayor uso por parte de carnívoros, de corredores de vegetación remanente entre sistemas productivos, incluyendo corredores relativamente estrechos (Hilty y Merenlender 2004), como es el caso de este trabajo. En el caso particular del zorro colorado, en plantaciones forestales del centro de Chile, se ha observado un aumento de su abundancia dentro de las forestaciones, luego de la apertura de fajas desprovistas de árboles (Muñoz-Pedreros y Murúa 1990).

Los remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, por otro lado, no mostraron tener un valor adicional como hábitat respecto a las forestaciones. Ninguna de las especies estudiadas mostró un uso preferencial de estos parches de vegetación nativa, si bien se puede resaltar el uso ocasional por parte del gato montés, dada su ausencia en las plantaciones circundantes. A pesar de que la existencia de parches remanentes de vegetación nativa dentro de la matriz de plantaciones forestales ha sido considerada de gran valor para proveer hábitat a muchas especies de animales (Clout y Gaze 1984, Estades y Temple 1999, Grez *et al.* 2003, Saavedra y Simonetti 2005b), en el caso particular de los carnívoros, otros trabajos también han encontrado que no son utilizados preferencialmente respecto a las plantaciones forestales (Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Guerrero *et al.* 2006). Esta situación podría deberse a que el tamaño de los parches remanentes estudiados (promedio 60 ha) no es lo suficientemente grande para cumplir con los requerimientos de individuos de estas especies.

En lo que respecta al patrón de uso horario de las especies durante la noche, el zorro colorado, la única especie para la cual se obtuvieron suficientes datos, mostró un patrón unimodal de uso en todos los tipos de hábitat, con un máximo de actividad cercano a la media noche, lo cual implica que no existiría un desfase en el uso horario entre los ambientes del paisaje nativo y el forestado. En este sentido, el patrón de actividad refleja los horarios en que los individuos explotan de forma más eficiente su ambiente, minimizando los riesgos (Kitchen *et al.* 1999), por lo que en líneas generales no existen grandes diferencias en la distribución de los recursos y riesgos entre los distintos tipos de hábitat. Resalta, sin embargo, el hecho de que en cortafuegos y plantaciones ralas, el pico máximo de actividad es mucho más marcado que en la vegetación nativa. Si bien la cantidad de datos obtenidos no permiten tener un patrón demasiado preciso y sacar conclusiones fuertes, estas diferencias podrían deberse a que la oferta de recursos en el paisaje forestado esté más concentrado en dicha franja horaria, como ser la abundancia de liebres (ver capítulo 4).

#### 2.4.2. Limitantes de la información obtenida

Para la correcta interpretación de los resultados, es importante tener en cuenta que la cantidad de datos obtenidos, especialmente para el gato montés, el puma, y el zorrino común, fue relativamente baja, y por lo tanto, existe un considerable nivel de incertidumbre para dichas especies. En este sentido, la ausencia de diferencias en el uso de ciertos tipos de hábitats por parte de estas especies, podría deberse a que realmente no existen diferencias, o a que existen pero no fueron percibidas, debido a que el esfuerzo de muestreo realizado no fue suficiente.

Por otro lado, también es importante considerar, que dado que las distintas especies son atraídas en distinta medida por el cebo utilizado, los índices de uso de hábitat de las

especies no son comparables entre sí. En este sentido, los cánidos generalmente presentan respuestas comportamentales diferentes a los félidos y mustélidos al uso de cebos (Conner *et al.* 1983), por lo que seguramente la mayor cantidad general de registros del zorro colorado respecto a las otras especies, se debe, en parte, a que se encuentran más atraídas por el cebo utilizado.

Como se describió en la metodología, otro factor que puede sesgar la información es la posibilidad de que existan diferencias en la detectabilidad de las especies entre los distintos tipos de hábitats (O' Brien 2010). En este sentido, la variación en la tasa de registros de las especies puede deberse no solo a cambios en la abundancia real entre sitios, sino también a la distinta capacidad de la metodología utilizada en detectar a los individuos presentes. Estas posibles diferencias en la detectabilidad podrían estar dadas por las diferencias estructurales de la vegetación entre los distintos tipos de hábitat, lo cual podría llevar a un desigual desempeño de las trampas cámara y/o un distinto alcance del atrayente. En el caso del zorro colorado, en base al modelo de ocupación generado, se puede deducir que no habrían diferencias importantes en la probabilidad de detección para esta especie, entre los distintos tipos de hábitats. Por lo tanto, es muy probable que las diferencias en el uso del hábitat encontradas para esta especie sean reales. Para el resto de las especies registradas, en cambio, la imposibilidad de generar modelos de ocupación confiables, debido a la baja cantidad de registros obtenidos, hace que no sea posible conocer con certeza si existe un sesgo en la estimación de su uso del hábitat, y por lo tanto las interpretaciones de estos datos deben hacerse cautelosamente (Link y Sauer 1998). Puede resaltarse, sin embargo, que el hecho de no haber encontrado un desempeño diferente de las trampas cámara entre los distintos tipos de hábitats para el zorro colorado, haría suponer que la situación no es muy diferente para las otras especies. Mientras que, en lo referido a posibles distintos alcances del cebo, dado que el zorro es la especie más atraída por el cebo, sería de esperar que de existir diferencias, las mismas sean más atenuadas para las otras especies. Particularmente es posible que esto sea así en el caso de los félidos, para los cuales el cebo usado tiene efectos atrayentes mucho menores.

#### 2.4.3. Especies no registradas

Del total de las nueve especies de carnívoros potencialmente presentes en la región del ecotono estepa-bosque, en este trabajo se registraron únicamente cuatro. Entre las especies ausentes se encuentran el zorro gris, el gato de pajonal, el zorrino patagónico, y las dos especies de hurones. La ausencia de cada una de estas especies posiblemente pueda atribuirse diversas razones, sin embargo, la principal causa probablemente sea la limitada extensión geográfica de este estudio.

La acotada extensión geográfica abarcada, se debió en gran medida a la limitada distribución que presentan actualmente las plantaciones forestales en la región, lo cual restringe fuertemente la ubicación y extensión de los posibles estudios. En este sentido, dado que las especies de carnívoros, particularmente las más grandes, presentan áreas de acción de gran tamaño, para poner a prueba la hipótesis planteada, resultaba necesario disponer de un área continua forestada de gran extensión. A la vez, resultaba fundamental seleccionar plantaciones que fueran adultas (> 18 años), debido a que los cambios estructurales, y consecuentes impactos sobre la biodiversidad, provocados por las forestaciones en la región, son considerablemente mayores cuando la plantación es

madura (Corley *et al.* 2006, Lantschner *et al.* 2008). El valle de Meliquina, como ya se describió, presenta la mayor área continua forestada de la región, y es prácticamente la única zona, de las extensamente forestadas, en la que la mayor parte de la superficie (>90%) está compuesta por plantaciones maduras. Por lo tanto, independientemente de las limitaciones logísticas, la baja disponibilidad de áreas adecuadas en donde evaluar el efecto de las forestaciones sobre los carnívoros, llevó a la necesidad de restringir la extensión espacial de este trabajo, no pudiendo abarcar el área de distribución de todas las especies de carnívoros.

En el caso particular del zorro gris, si bien hay registros de su presencia en zonas cercanas al área de estudio (Novaro *et al.* 2000b), en los hábitats estudiados, probablemente se haya encontrado excluido por la presencia del zorro colorado. En este sentido, el zorro colorado, que presenta un tamaño corporal mayor al zorro gris, es competitivamente superior, y por lo tanto, suele desplazar al zorro gris a las áreas que ofrecen una menor cantidad de recursos tróficos (Johnson y Franklin 1994b, Jimenez *et al.* 1996, Zapata *et al.* 2005b). Para conocer el efecto de las plantaciones sobre el zorro gris, por lo tanto, sería necesario conocer si en su área estricta de distribución, existen plantaciones de extensión considerable, que pudieran estar reemplazando su hábitat original.

El gato de pajonal es muy raro en la zona cordillerana, ya que su distribución llega solo marginalmente al ecotono estepa-bosque (Nowell y Jackson 1996), por lo tanto no sorprende su ausencia en el área de estudio, y es muy probable también que esté ausente en las otras áreas forestadas de la Patagonia.

El zorrino patagónico presenta una distribución marginal en la zona del área de estudio, ya que suele ser más común hacia el sur de la Patagonia. Esta especie presenta una segregación geográfica bastante marcada con el zorrino común, dada por su similitud ecológica (Travaini *et al.* 1998). Por lo tanto, su ausencia en los muestreos, posiblemente se haya debido a una ausencia real en el área de estudio.

Por último, las dos especies de hurones, es posible que hayan estado presentes en el área de estudio, pero no hayan sido registradas, dado que su distribución abarca la zona muestreada (Yensen y Tarifa 2003, Kelt y Pardiñas 2008). En este sentido, si bien el hurón menor ha sido registrado en distintos trabajos mediante el uso de trampas cámara (Cherem *et al.* 2011, Vera-Marquez *et al.* 2011), es una especie que suele ser difícil de observar, a través de esta y de otras metodologías (Cuellar y Noss 1997, Kasper *et al.* 2007). Mientras que el huroncito es una especie más rara aún, siendo su ecología muy poco conocida, y sus registros escasos (Kelt y Pardiñas 2008). Por lo tanto, es posible que las especies hayan estado presentes en el área de estudio, pero que la metodología utilizada y/o la intensidad de muestreo no hayan sido suficientes para registrarlas. Por otro lado, estas especies se encuentran preferencialmente asociadas a hábitats acuáticos, y en este trabajo no se muestrearon hábitats acuáticos, debido a que estos ambientes no se encuentran dentro de las áreas comúnmente reemplazadas por plantaciones de pino. En base a esto, se podría suponer que las especies pueden haber estado presentes en el área de estudio, pero no en las forestaciones ni en los sistemas que estas reemplazan, o si lo estuvieron fue en muy baja abundancia.

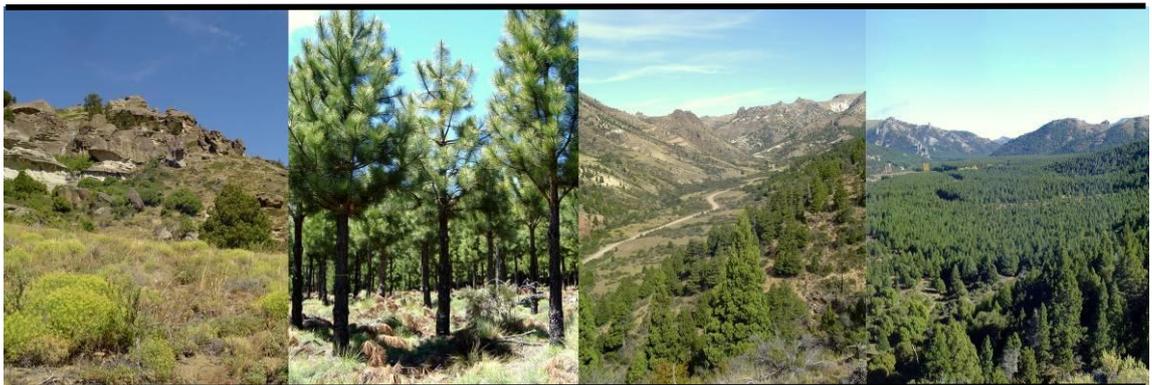
#### 2.4.4. Consideraciones finales

En síntesis, los resultados de este capítulo, ponen en evidencia la respuesta variable de las distintas especies al reemplazo de la vegetación nativa por forestaciones, y permiten conocer en qué medida cada especie utiliza las distintas estructuras del paisaje forestado. En los siguientes capítulos, se explorará cómo se modifican las variables de hábitat, tanto estructurales (capítulo 3) como de disponibilidad de recursos tróficos (capítulo 4), de modo de poder interpretar en qué medida los cambios en la disponibilidad de recursos, determinan el uso del hábitat por parte de las especies de carnívoros dentro de los paisajes forestados (capítulo 5).

## CAPÍTULO 3

### CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT ESTRUCTURAL A DISTINTAS

#### ESCALAS ESPACIALES<sup>4</sup>



---

<sup>4</sup> Los resultados de este capítulo contribuyeron a las siguientes publicaciones:

Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2011. Influences of pine plantations on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. *Mammalia* 75(3): 249-255.

Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269: 271-278.

### 3.1. Introducción

El término “hábitat” se define como el conjunto de recursos necesarios para sostener una población en el tiempo y el espacio (McComb 2008). De este modo, el hábitat es independiente para cada especie, y presenta una extensión espacial determinada durante un periodo de tiempo dado. El hábitat se puede cuantificar, entonces, como el espacio físico usado por cada especie, y los recursos abióticos y bióticos presentes en dicho espacio, particularmente aquellos que comúnmente se reconocen como componentes del hábitat, tales como la cobertura, el alimento, y el agua (Morrison y Hall 2002).

En este capítulo se describirá el hábitat estructural disponible para las especies de carnívoros, mientras que en el capítulo 4 se analizará la disponibilidad de recursos tróficos. Se entiende como hábitat estructural, a la cobertura tanto biótica como abiótica, asociada principalmente a recursos de refugio y reproducción, los cuales ofrecen a los animales protección de las condiciones climáticas adversas, así como también de los predadores (McComb 2008). La estructura y composición de la vegetación, por otro lado, determina también la oferta de alimento para los herbívoros, los cuales son a la vez alimento de los carnívoros, por lo que indirectamente el hábitat estructural influye también sobre la oferta de presas para los carnívoros (McComb 2008).

Los atributos del hábitat estructural dependen de la escala espacial considerada. En este sentido, la escala espacial determina el tipo de variable estructural a analizar, ya que generalmente los animales están asociados a características estructurales que se manifiestan a escalas determinadas, y reflejan requisitos de hábitat importantes tales como escape de predación, eficiencia en el forrajeo, o requisitos reproductivos (Tews et al. 2004). A escala de “sitio” o de rodal, el hábitat está definido principalmente por la estructura tanto vertical como horizontal de la vegetación, las cuales se pueden cuantificar mediante variables como el número de estratos de la vegetación (herbáceo, arbustivo, y arbóreo), y cobertura y diversidad de cada uno, así como también la presencia de estructuras particulares como troncos y ramas en el suelo (McComb 2008).

A escalas mayores o de “paisaje”, la estructura del hábitat está determinada por la relación espacial de los distintos sistemas que forman el mosaico del paisaje, la cual está dada por los tamaños, formas, números, tipos y configuraciones de los componentes del paisaje (Turner et al. 2001). De este modo, la configuración del paisaje determina la cantidad y distribución del hábitat disponible para las distintas especies (McComb 2008). Para caracterizar la estructura y configuración del paisaje es necesario generar mapas de tipos de coberturas, de modo de poder mapear la distribución espacial de los recursos, así como también de las actividades asociadas a los humanos que pueden afectar la distribución de las especies (Turner et al. 2001). Estas tareas se han favorecido en las últimas décadas por el desarrollo de tecnologías asociadas a los sistemas de información geográfica y análisis espacial, así como también al mayor acceso a imágenes satelitales, lo cual ha permitido un gran avance en la descripción y el modelado de los patrones de cambio en el uso de la tierra, y los procesos ecológicos asociados a la modificación del hábitat (Turner 2005).

La transformación de la vegetación asociada a las actividades humanas, implica cambios directos en el hábitat estructural, al modificar las abundancias relativas de los hábitats naturales y al introducir nuevos tipos de coberturas (Turner *et al.* 2001). La magnitud de dichos cambios, y su consecuente impacto sobre el hábitat disponible para la biodiversidad depende en gran medida de las diferencias estructurales entre la vegetación nativa y el nuevo tipo de cobertura (Fischer y Lindenmayer 2006). En este

sentido, la transformación de la vegetación no necesariamente implica una pérdida del hábitat, ya que los ambientes modificados, estructuralmente similares a la vegetación nativa pueden representar un hábitat adecuado para la vida silvestre (Ricketts 2001, Bender y Fahrig 2005).

En lo que respecta a los requisitos de hábitat estructural de las especies de carnívoros registradas en este trabajo, estudios en distintas zonas han determinado ciertas preferencias de hábitats asociadas a su actividad de búsqueda de alimento, así como también de refugio. El zorro colorado, selecciona ambientes con cobertura arbustiva alta, donde generalmente encuentra más alimento, así como cobertura para refugiarse (Johnson y Franklin 1994b). En zonas montañosas, esta especie utiliza preferencialmente cañadones respecto a laderas expuestas (Jimenez *et al.* 1996). A la vez, en zonas forestadas se ha demostrado que prefiere ambientes con coberturas y densidades arbóreas relativamente bajas, y que selecciona positivamente los caminos, ya que estos favorecen su circulación (Acosta-Jamett y Simonetti 2004).

El puma, muestra una gran plasticidad en la selección del hábitat, si bien utiliza preferentemente áreas con presencia de árboles, y con gran cobertura vegetal. A la vez, cuando se encuentra activo, en busca de alimentos utiliza también áreas de matorral, pastizal y roquedal (Franklin *et al.* 1999). Se ha encontrado que esta especie selecciona positivamente áreas cercanas a ríos, posiblemente por el uso preferencial de la vegetación riparia para moverse (De Angelo *et al.* 2011). A la vez, también se ha encontrado una relación negativa de esta especie con la cercanía a poblados, evidenciando que evita áreas antropizadas (De Angelo *et al.* 2011). Suele seleccionar cuevas, y agujeros en rocas para refugiarse (Redford y Eisenberg 1992, Franklin *et al.* 1999).

El gato montés, utiliza tanto ambientes abiertos como cerrados, pero en ambos tipos de vegetación suele seleccionar zonas con alta cobertura vegetal (Lucherini *et al.* 2008). Cuando está inactivo, utiliza preferencialmente áreas con árboles (Johnson y Franklin 1991, Manfredi *et al.* 2006), particularmente en donde encuentra agujeros en los troncos, para poder refugiarse, criar a sus cachorros (Pereira 2009) y a la vez conformar letrinas (Bisceglia *et al.* 2008) que funcionarían como importantes centros de marcación territorial (Manfredi *et al.* 2006).

El zorrino común selecciona vegetación abierta (estepas y cañadones) para alimentarse, mientras que para refugiarse utiliza cuevas en las rocas, o agujeros en el suelo, así como también matorrales y bosques (Donadio *et al.* 2001). Esta especie escarba suelos con cobertura de pastos y/o arbustos en busca principalmente de insectos (Donadio *et al.* 2004, Castillo *et al.* 2011) hipotetiza que el zorrino seleccionaría principalmente parches con alta cobertura herbácea para alimentarse, debido a que en esos ambientes encuentra una mayor abundancia de insectos.

El objetivo de este capítulo es caracterizar la estructura del hábitat a distintas escalas espaciales, de modo de cuantificar los cambios estructurales, tanto a escala de rodal como de paisaje, asociados al reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones. Se pone particular énfasis en aquellas variables que se consideren relevantes para la fauna nativa, y que a la vez puedan ser potencialmente modificadas, tanto mediante el manejo silvícola, así como a través del diseño del paisaje de las zonas forestadas.

### 3.2. Metodología

A cada escala espacial, se seleccionaron variables relacionadas con los requisitos de hábitat de cada especie, como ser la cobertura de los distintos estratos de la vegetación, por estar estrechamente asociado a los hábitos de búsqueda de alimento y/o refugio contra predadores de todas las especies (Johnson y Franklin 1991, Johnson y Franklin 1994b, Franklin *et al.* 1999, Donadio *et al.* 2001, Manfredi *et al.* 2006, Lucherini *et al.* 2008). También se estimó la riqueza vegetal de los distintos estratos, como un indicador de la diversidad de recursos vegetales presentes, lo cual está directamente asociado a la oferta de alimento para las presas, particularmente roedores (Saavedra y Simonetti 2005a) e insectos (Corley *et al.* 2006, Paritsis y Aizen 2008), y por lo tanto también para las especies de carnívoros. Variables como el diámetro de los árboles, la densidad arbórea, y el área basal describen las características de los ambientes boscosos, ya sea naturales o implantados, los cuales están estrechamente relacionados con la oferta de refugio para las especies, particularmente en el caso del gato montés y el zorrino común (Johnson y Franklin 1991, Manfredi *et al.* 2006). Se midieron también variables asociadas a la cercanía a estructuras del paisaje preferencialmente utilizadas por las especies de carnívoros, como ser ríos y arroyos, caminos, y roquedales (Redford y Eisenberg 1992, Franklin *et al.* 1999, Donadio *et al.* 2001, Acosta-Jamett y Simonetti 2004, De Angelo *et al.* 2011); así como también a ambientes comúnmente evitados por las especies, como las zonas antropizadas (De Angelo *et al.* 2011).

Otras variables seleccionadas para caracterizar el hábitat de las especies fue el porcentaje de los distintos tipos de vegetación en el entorno de paisaje, dado que las especies suelen seleccionar preferentemente ciertos tipos de ambientes donde encuentran más alimento o refugio. A la vez, se caracterizó la estructura del paisaje en base al tamaño medio de parche de los distintos tipos de vegetación, dado que las especies no solo seleccionan los ambientes en base al tipo de vegetación, sino que también a su tamaño (Johnson y Franklin 1991, Johnson y Franklin 1994b, Jimenez *et al.* 1996, Franklin *et al.* 1999, Donadio *et al.* 2001, Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Manfredi *et al.* 2006, Lucherini *et al.* 2008, Castillo *et al.* 2011, De Angelo *et al.* 2011).

#### 3.2.1. Escala de sitio

Para la caracterización del hábitat a escala de sitio, se establecieron parcelas de 100 m de radio alrededor de cada una de las estaciones de muestreo de trampas cámara, dentro de las cuales se procedió a caracterizar estructura y composición de la vegetación (Cuadro 3.1). En cada parcela de 100 m de radio, se establecieron al azar 25 sub-parcelas de 1 m<sup>2</sup> en las que se estimó visualmente la cobertura de suelo desnudo, y del estrato herbáceo (0 a 50 cm), y se determinó las especies presentes. Por otro lado, se establecieron al azar 10 sub-parcelas de 25 m<sup>2</sup> en las que se estimó visualmente la cobertura total del estrato arbustivo (50 cm a 3 m), así como especies presentes en dicho estrato (Elzinga *et al.* 1998). Las especies presentes, tanto en el estrato herbáceo como en el arbustivo se dividieron en dos categorías: dominantes (más del 50% de la cobertura total) y acompañantes (menos del 50% de la cobertura total).

Para caracterizar el estrato arbóreo (> 3 m), se determinó su cobertura mediante el uso del un densiómetro convexo, realizando 4 observaciones por punto, en 10 puntos al azar por sitio. También se midió el diámetro a la altura del pecho del árbol más cercano en cada uno de los 10 puntos. Se estimó la densidad arbórea mediante el método del

vecino más cercano (Cottam *et al.* 1953), el cual se basa en medir la distancia de un árbol seleccionado al azar, a los cuatro vecinos más cercanos, uno en cada cuadrante. Teniendo en cuenta la heterogeneidad del estrato arbóreo, se realizaron mediciones alrededor de 5 árboles en cada sitio. En los casos en que la densidad arbórea era muy baja (generalmente en vegetación nativa) se contó el número absoluto de árboles dentro del área de muestreo dentro del sitio. Adicionalmente se tomaron variables de caracterización topográfica del sitio, como pendiente (medida mediante clinómetro), exposición y altitud.

En el caso de los cortafuegos, por ser un tipo de hábitat lineal angosto, el área de muestreo se restringió al ancho del mismo, extendiéndose los 100 m de radio únicamente en sentido del largo.

**Cuadro 3.1.** Descripción de las variables de hábitat a escala de sitio medidas.

Variable	Descripción
COBH	Porcentaje de cobertura del estrato herbáceo (0-50cm)
COBSD	Porcentaje de cobertura de suelo desnudo
RIQH	Riqueza de especies del estrato herbáceo
COBAU	Porcentaje de cobertura del estrato arbustivo (50-300cm)
RIQAU	Riqueza de especies del estrato arbustivo
COBAO	Porcentaje de cobertura del estrato arbóreo (> 3m)
DAP	Diámetro a la altura del pecho promedio de los árboles (cm)
DENAO	Densidad de árboles (individuos/ha)
ABASAL	Área basal (m <sup>2</sup> /ha)
PENDO	Pendiente dominante en la parcela (grados)

### 3.2.2. Escala de paisaje

#### 3.2.2.1. *Mapeo de tipos de coberturas*

Para caracterizar el área de estudio a escala de paisaje, se generó un mapa de coberturas, escala 1:30.000, de modo de poder diferenciar los elementos del paisaje estructuralmente diferentes, y que por lo tanto podrían determinar distintas calidades de hábitat para los carnívoros.

Para el mapeo de los tipos de coberturas, se acotó el área de estudio a un rectángulo ubicado entre las latitudes: 40° 20' S - 40° 40' S, y longitudes: 71° 04' O – 71° 20' O. Las categorías a mapear fueron definidas considerando los tipos de ambientes estructuralmente distintos, que *a priori* se supusiera que tienen distinto valor como hábitat para los carnívoros (por ejemplo, tipos de vegetación fisionómicamente diferentes, roquedales), y que a la vez fueran distinguibles mediante las herramientas disponibles.

La clasificación y digitalización de los polígonos correspondientes a cada clase se llevó a cabo visualmente a partir de dos imágenes satelitales ASTER. La unidad mínima cartografiada fue de 30 m, y por lo tanto la escala cartográfica fue de 1:30.000. Las imágenes ASTER utilizadas fueron capturadas el 4 de mayo de 2003 y el 28 de marzo

de 2007. De este modo se contó con imágenes en distintos estados fenológicos de la vegetación, una imagen de verano y otra de otoño, en la que se puede diferenciar la vegetación caducifolia (por ejemplo *Nothofagus antarctica* y *N. pumilio*) de la perennifolia (por ejemplo *Austrocedrus chilensis*). Se utilizaron las bandas 1 y 2 del espectro visible, y la 3 del infrarrojo cercano, de resolución espacial de 15 m.

Como entrenamiento y ayuda para la identificación visual se realizaron recorridas exhaustivas a campo de modo de asegurar el buen conocimiento de las coberturas presentes. También se utilizaron, como referencia, clasificaciones hechas en inventarios previos, confeccionados con distintos objetivos, y a escalas menores que la del mapa de este trabajo. Los inventarios utilizados fueron: el inventario de Bosque Implantado de la Provincia del Neuquén (CFI-FUNDFEAEP 2009), el cual comprende una base cartográfica provincial con la localización de las plantaciones forestales, a una escala de 1:40,000. El Mapeo de la Vegetación de los Bosques Valdivianos (Lara *et al.* 1999), el cual presenta la cobertura de los distintos tipos de bosques de la Ecorregión Valdiviana, a una escala de 1:500,000. Y el Inventario Nacional de Bosques Nativos (SAyDS 2002), el cual presenta cartografía de los bosques nativos de la República Argentina, dividida en seis regiones fitogeográficas, utilizándose en este trabajo la sección de la región de los Bosques Andino Patagónicos, confeccionada a una escala de 1:250,000.

Adicionalmente, se utilizó un modelo digital de elevación SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), con una resolución espacial de 90 m, como herramienta para determinar tipos de coberturas dudosas, en base a la altitud (por ejemplo separación entre *N. antarctica* y *N. pumilio*). El mismo fue adquirido del sitio <http://srtm.csi.cgiar.org>.

Toda la información de las distintas bases de datos fueron proyectadas a Gauss Krüger faja 1 con elipsoide WGS84. Para el procesamiento digital de las imágenes se utilizaron los programas ERDAS Imagine 8.4 y ArcGis 9.2. Una vez finalizada la clasificación se realizó una verificación a campo. Se obtuvo así un mapa vectorial con la información de todos los tipos de coberturas presentes en el área de estudio delimitada. Adicionalmente se digitalizaron otros atributos geográficos como ríos, arroyos, y lagos, a partir de las imágenes satelitales; y rutas y caminos internos de las estancias, mediante GPS a campo.

#### 3.2.2.2. Cálculo de métricas de paisaje

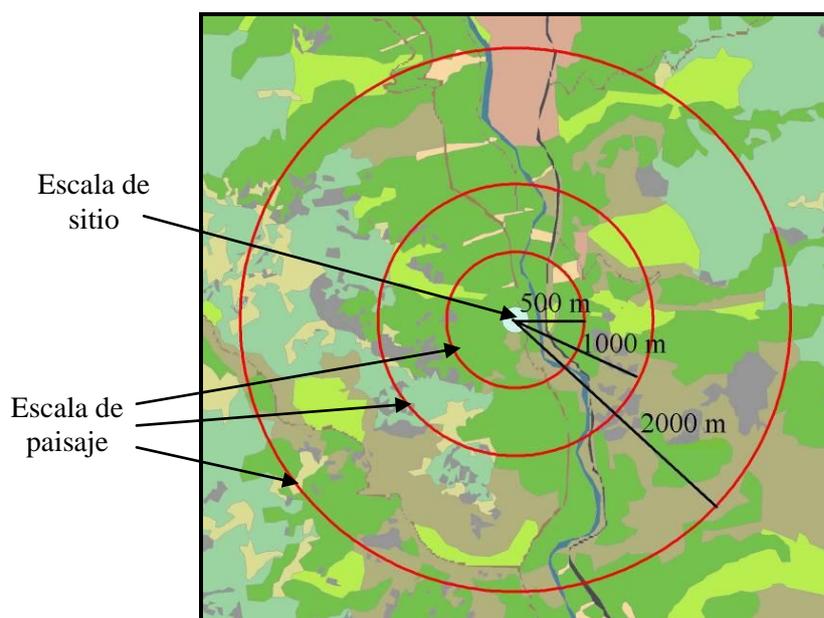
A partir del mapa de tipos de vegetación se calcularon métricas de paisaje para cada sitio, mediante el programa ArcGis 9.2, utilizando la extensión Patch Analys 4.2 (Rempel *et al.* 2008). Para esto, se establecieron parcelas circulares alrededor del punto de ubicación de cada cámara. Se establecieron parcelas de tres radios distintos: 500, 1000 y 2000 m, de modo de determinar las variables del entorno a diferentes escalas espaciales, dentro del rango de las escalas a las que las especies de carnívoros podrían estar seleccionando el hábitat, dadas sus áreas de acción promedio (puma: 66 km<sup>2</sup>, zorro colorado: 9 km<sup>2</sup>, gato montés: 7 km<sup>2</sup>, zorrino: 2 km<sup>2</sup>) (Figura 3.1).

Las métricas de paisaje calculados fueron: Área de cada clase, tamaño medio de parches de las clases más relevantes, y número total de parches. Por otro lado, se estimó la distancia euclidiana más cercana desde el punto de ubicación de cada cámara, a estructuras del paisaje consideradas relevantes, como las rutas, caminos secundarios, ríos y arroyos, roquedales, y zonas antropizadas (Cuadro 3.2).

**Cuadro 3.2.** Descripción de las variables de hábitat a escala de paisaje medidas.

Variable	Descripción
DistRC	Distancia a la ruta o camino más cercano
DistRA	Distancia al río o arroyo más cercano
DistRoq	Distancia al roquedal más cercano
DistZA	Distancia a la zona antropizada más cercana
NPar *	Número de parches de los distintos tipos de coberturas dentro de la parcela
PpCiEs *	Porcentaje del área ocupada por bosque de ciprés / estepa dentro de la parcela
PpÑir *	Porcentaje del área ocupada por matorral de ñire a dentro de la parcela
PpPI *	Porcentaje del área ocupada por matorral de ñire dentro de la parcela
PpLeng *	Porcentaje del área ocupada por lenga dentro de la parcela
PpVeAl *	Porcentaje del área ocupada por vegetación de altura dentro de la parcela
TMPCiEs *	Tamaño medio del parche de bosque de ciprés / estepa dentro de la parcela
TMPÑir *	Tamaño medio del parche de Matorral / Bosque de ñire dentro de la parcela
TMPPi *	Tamaño medio del parche de plantación dentro de la parcela

Nota: las variables marcadas con asterisco fueron medidas a tres escalas espaciales, parches circulares de 500 m, 1000 m y 2000 m de radio.



**Figura 3.1.** Ilustración de las parcelas de muestreo a escala de sitio (celeste) y a escala de paisaje (rojo), sobre un fragmento del mapa de tipos de coberturas.

### 3.2.3. Análisis de datos

Para determinar si existen diferencias estructurales ente los distintos tipos de hábitats, se compararon las variables a escala de sitio mediante una prueba de Kruskal-Wallis, y comparaciones múltiples de Dunn en los casos en que se encontraron diferencias significativas.

Se llevaron a cabo Análisis de Componentes Principales (PCA), uno a partir de las variables a escala de sitio y otro mediante las variables a escala de paisaje, de modo evaluar las similitudes entre los sitios muestreados en base a las variables de hábitat estructural medidas. A escala de paisaje, para evitar una alta colinealidad dada por las mismas variables medidas a distintas escalas, se utilizaron únicamente las variables medidas a escala de 1000 m de radio, por ser esta una escala intermedia entre las tres medidas.

Adicionalmente se llevaron a cabo Análisis de Similitud (ANOSIM), utilizando como medida de distancia al índice de Bray-Curtis, de modo de analizar la similitud entre los distintos tipos de hábitat, en base a la composición del estrato herbáceo y arbustivo de cada sitio. El ANOSIM es una prueba no paramétrica que permite establecer diferencias entre dos o más grupos, basados en medidas de distancias. Las distancias son convertidas a rangos, para luego comparar diferencias dentro y entre los grupos. El test usa el estadístico R, el cual puede tomar valores entre 0 y 1, indicando los valores mayores de R una mayor diferencia entre grupos (Hammer *et al.* 2001).

### 3.3. Resultados

#### 3.3.1. Escala de sitio

El tipo de hábitat de vegetación nativa se caracterizó por tener bien desarrollados los estratos herbáceo y arbustivo, mostrando alta cobertura y riqueza de especies; mientras que la cobertura arbórea fue baja, compuesta principalmente por individuos aislados o pequeños grupos de *A. chilensis*, y en algunos casos también *N. antarctica* (Cuadro 3.3, Figura 3.2). Los remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, en cambio, resultaron ser levemente diferentes en su estructura respecto a la vegetación nativa dominante en el área de estudio. Las diferencias estuvieron asociadas particularmente al estrato arbóreo, presentando dichos remanentes coberturas y densidades arbóreas más altas que la vegetación nativa continua (Cuadro 3.3, Figura 3.2).

Las plantaciones manejadas tradicionalmente, presentaron una estructura de la vegetación contrastante a la vegetación nativa, con densidad y cobertura arbórea altas, y consecuentemente, coberturas herbáceas y arbustivas muy bajas (Cuadro 3.3, Figura 3.2). Las plantaciones ralas, en contraste, se diferenciaron de las plantaciones tradicionales, principalmente por presentar una cobertura y densidad arbórea menor. Esta menor cobertura arbórea se ve reflejada en un mayor desarrollo de la cobertura herbácea y arbustiva (Cuadro 3.3, Figura 3.2).

Los cortafuegos resultaron ser heterogéneos en cuanto a su estructura, mostrando distintos niveles de disturbio. En líneas generales, se caracterizaron por tener una alta cobertura de suelo desnudo, y una vegetación principalmente herbácea (Cuadro 3.3), dominada por especies como *Acaena splendens* y *Stipa* spp. Y a diferencia de los sitios de vegetación nativa, presentaron cobertura arbustiva relativamente baja (Figura 3.2).

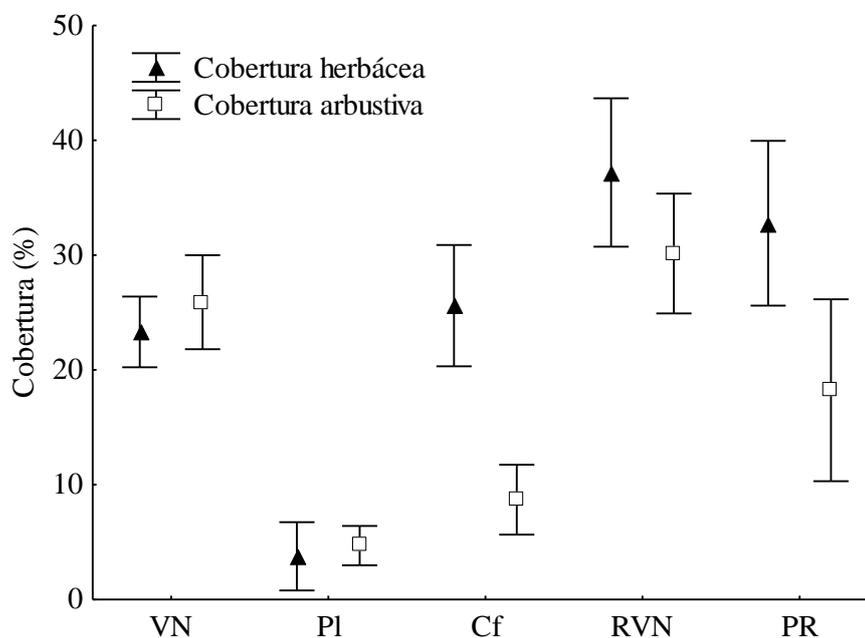
En la Figura 3.3 se indica la distribución de las coberturas arbóreas en los distintos tipos de hábitats muestreados. Se puede observar que la totalidad de los sitios de cortafuegos y casi la totalidad de los de vegetación nativa continua presentan coberturas arbóreas menores al 10%. También se aprecia que la distribución de coberturas de las plantaciones densas y las ralas están claramente separadas (en las densas son mayor al 60% y en las ralas menor al 60%). Los remanentes de vegetación nativa entre

plantaciones mostraron ser los más heterogéneos en cuanto a la cobertura arbórea, presentando valores desde menores al 10% a mayores al 70%.

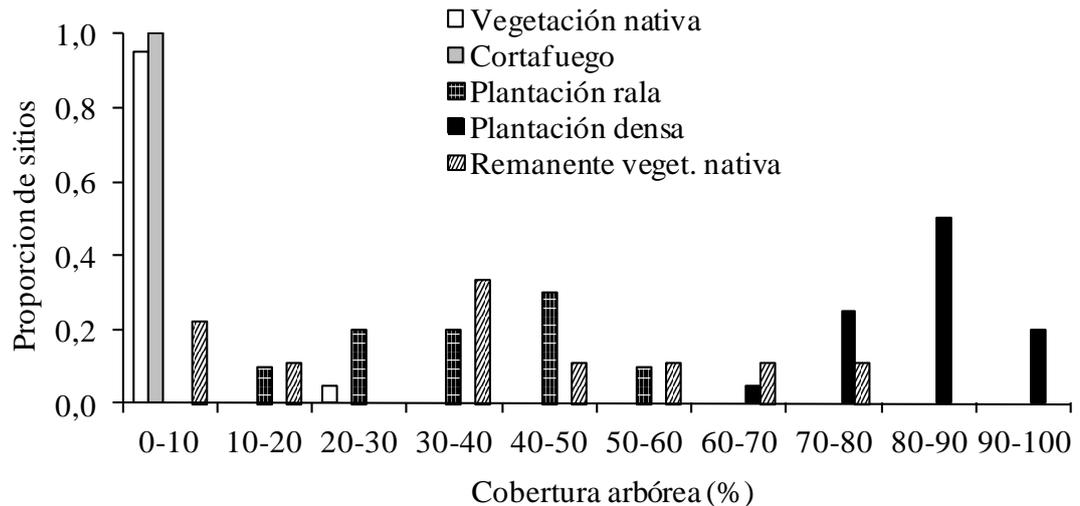
**Cuadro 3.3.** Promedios y error estándar entre paréntesis de las variables de hábitat a escala de sitio, para cada tipo de hábitat. VN: vegetación nativa, PI: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala.

Variable	VN	PI	Cf	RVN	PR	p
COBH	23,3 (3,1) a	3,8 (3,0) b	25,6 (5,3) a	37,2 (6,5) a	32,8 (7,2) a	**
COBSD	48,4 (4,2) a	7,8 (3,8) b	72,7 (5,0) a	42,4 (8,1) a	51,7 (7,4) a	**
RIQH	11,2 (1,2) a	4,7 (0,7) b	7,1 (0,8) ab	12,4 (1,7) a	9,1 (1,3) ab	**
COBAU	25,9 (4,1) a	4,7 (1,7) b	8,7 (3,0) ab	30,1 (5,2) a	18,2 (7,9) ab	**
RIQAU	6,5 (0,6) a	2,7 (0,7) b	3,6 (0,6) b	8,0 (0,7) a	5,0 (1,0) ab	**
COBAO	1,5 (1,2) b	83,7 (1,8) a	0,0 (0,0) b	35,2 (7,9) a	35,3 (4,1) a	**
DAP	20,0 (3,4) a	29,1 (0,9) a	0,0 (0,0) b	28,4 (2,2) a	22,9 (2,3) a	**
DENAO	13 (6) bc	815 (62) a	0 (0) c	286 (100) ab	555 (75) a	**
ABASAL	1,2 (0,7) bc	52,6 (4,0) c	0,0 (0,0) b	16,3 (5,5) ab	22,9 (4,9) a	**
PENDO	12,2 (1,9)	5,0 (1,6)	4,0 (1,6)	17,5 (3,4)	7,2 (3,6)	*

Nota: Los asteriscos indican diferencias significativas entre tipos de hábitats mediante la prueba de Kruskal-Wallis \*  $p < 0.01$ , \*\*  $p < 0.001$ . Las letras indican diferencias entre pares de tipos de hábitats mediante la prueba de comparaciones múltiples de Dunn.



**Figura 3.2.** Valor promedio de cobertura herbácea y arbustiva en cada tipo de vegetación. VN: vegetación nativa, PI: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. Las barras indican el error estándar.



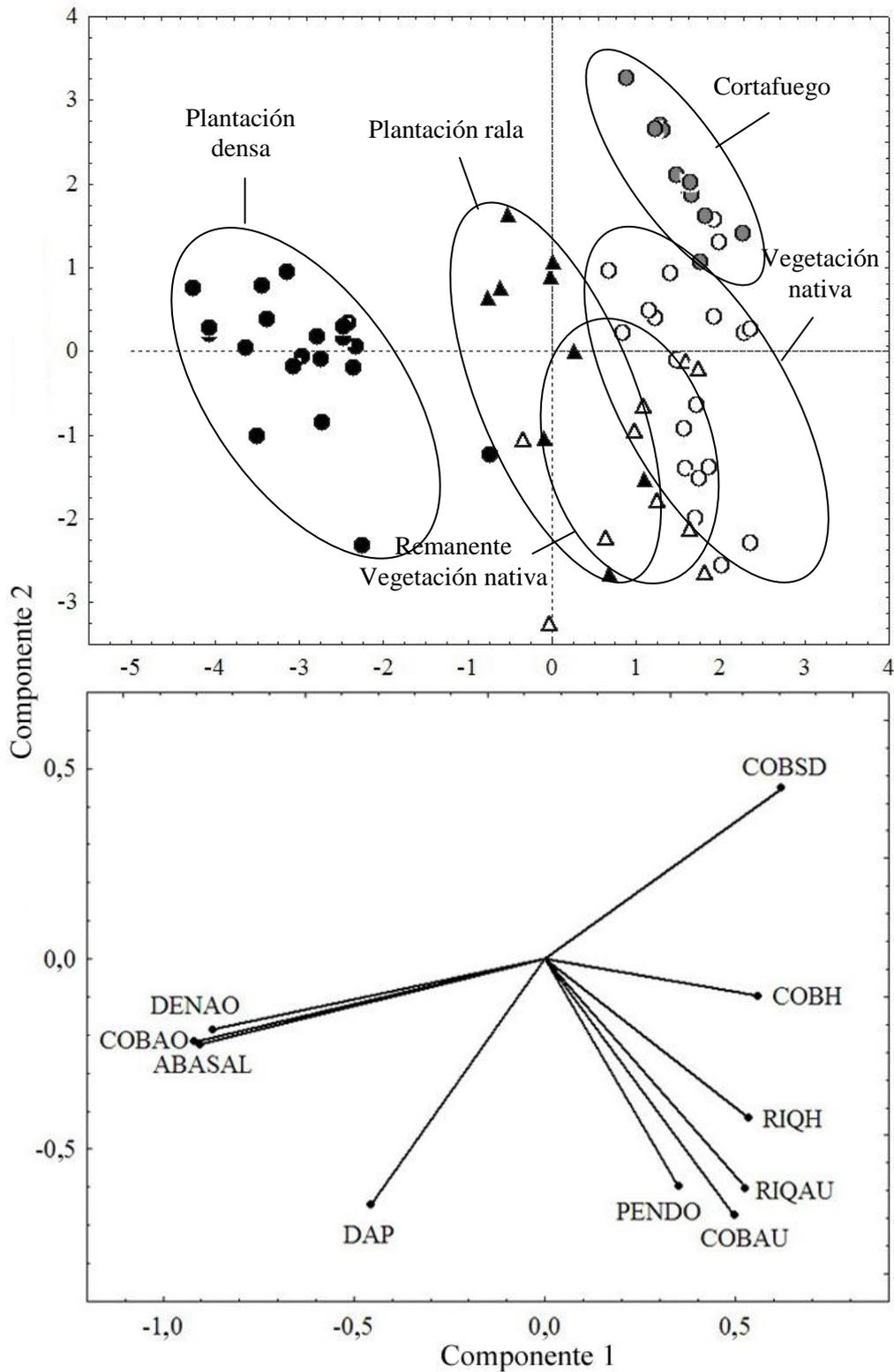
**Figura 3.3.** Distribución de las coberturas arbóreas en los distintos tipos de hábitat muestreados.

El análisis de componentes principales, a partir de las variables a escala de sitio, explicó el 63,6% de la variabilidad de los datos, mediante los dos primeros componentes. El primer componente explicó un 42,5% y el segundo un 21,1% de la variación entre sitios. En el diagrama del análisis de componentes principales se puede observar que los sitios pertenecientes a los distintos tipos de hábitat se separaron claramente entre sí (Figura 3.4).

Respecto al primer componente, en el extremo negativo quedaron dispuestos los sitios de plantación densa, seguidos por los sitios de plantación rala, a continuación los sitios de remanentes de vegetación nativa, y finalmente en el extremo positivo del eje quedaron dispuestos los sitios de cortafuegos y vegetación nativa continua. A la vez, respecto al segundo componente, resalta la separación de los sitios de cortafuego, los cuales se situaron hacia el extremo positivo del eje 2, a diferencia del resto de los sitios que se distribuyeron homogéneamente respecto al dicho eje.

La separación de los sitios respecto al primer componente estuvo correlacionada principalmente de forma negativa con la cobertura arbórea ( $CC = -0,92$ ), el área basal ( $CC = -0,90$ ), y la densidad arbórea ( $CC = -0,87$ ); y positivamente con la cobertura de suelo desnudo ( $CC = 0,62$ ), la cobertura herbácea ( $CC = 0,56$ ), la riqueza herbácea ( $CC = 0,53$ ) y la riqueza arbustiva ( $CC = 0,50$ ). En el eje 2, se observa la dispersión entre sitios de un mismo tipo de vegetación, en el cual la mayor separación está dada entre los sitios de vegetación nativa y cortafuegos. Las variables más correlacionadas con el factor 2 fueron la cobertura arbustiva ( $CC = -0,67$ ), el DAP ( $CC = -0,65$ ), la riqueza arbustiva ( $CC = -0,60$ ), y la pendiente dominante ( $CC = 0,60$ ; Figura 3.4).

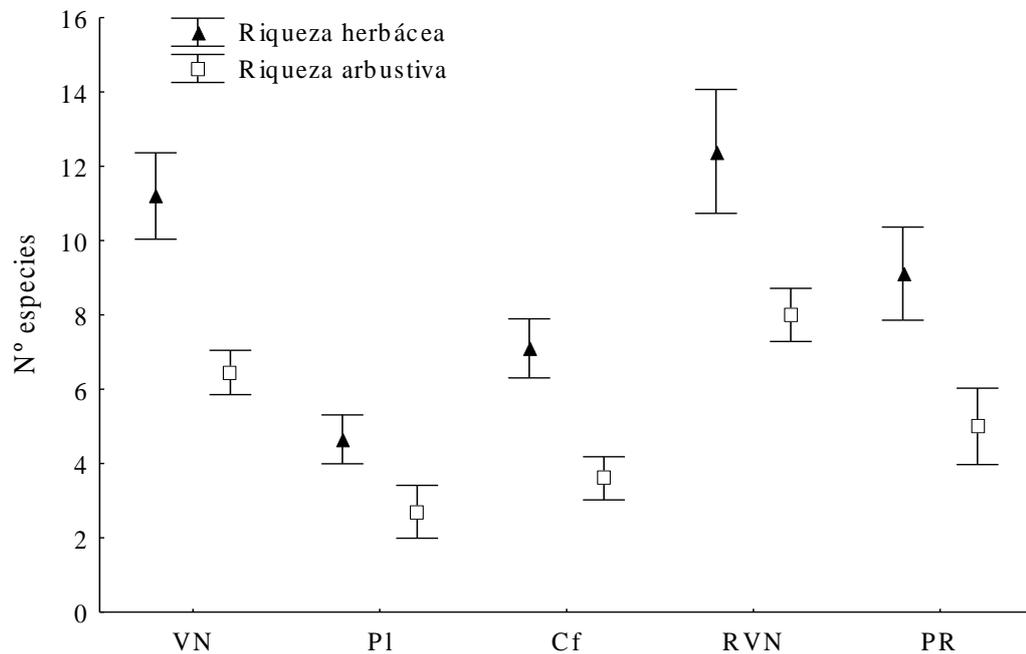
En cuanto a la composición de especies de los distintos tipos de hábitat, los sitios de vegetación nativa continua y remanentes de vegetación nativa presentaron los mayores valores de riqueza herbácea y arbustiva (Figura 3.5), y con valores similares entre sí, si bien mostraron diferencias en la composición de especies de ambos estratos (Cuadro 3.4). En contraste, las plantaciones densas presentaron los menores valores de riqueza herbácea y arbustiva (Figura 3.5), y su composición fue significativamente distinta a la de la vegetación nativa, para ambos estratos (Cuadro 3.4).



**Figura 3.4.** Diagramas del Análisis de Componentes Principales. A) Sitios: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (●), remanente de vegetación nativa (△), plantación rala (▲). B) Variables estructurales de sitio. Para descripción de las variables de sitio ver Cuadro 3.1.

Las plantaciones ralas, en cambio, presentaron una riqueza de los estratos herbáceo y arbustivo intermedia, siendo mayor a la de las plantaciones densas, pero menor a la de la vegetación nativa (Figura 3.5). La composición del estrato herbáceo de las

plantaciones ralas no mostró diferencias con las plantaciones densas ni con la vegetación nativa, pero si se encontraron diferencias en la composición del estrato arbustivo con ambos tipos de hábitat (Cuadro 3.4).



**Figura 3.5.** Valor promedio de riqueza herbácea y arbustiva en cada tipo de vegetación. VN: vegetación nativa, PI: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. Las barras indican error estándar.

**Cuadro 3.4.** Resultados del ANOSIM en base a la composición del estrato herbáceo y arbustivo de los distintos tipos de hábitat. Se indican los valores de R, derivados del índice de Bray-Curtis, el cual refleja el grado de separación entre los tipos de vegetación en base a su composición de especies. VN: vegetación nativa, PI: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. H: estrato herbáceo, A: estrato arbustivo.

Hábitat	Estrato	VN	PI	Cf	RVN
PI	H	0,21*			
	A	0,26*			
Cf	H	0,08	0,03		
	A	0,36*	0,11*		
RVN	H	0,24*	0,02	0,25*	
	A	0,15*	0,13*	0,29*	
PR	H	0,00	-0,01	-0,01	0,06
	A	0,46*	0,17*	0,03	0,41*

Nota: El asterisco indica diferencias significativas ( $\alpha = 0,05$ ).

Los cortafuegos, por último, presentaron, al igual que las plantaciones ralas, valores intermedios de riqueza del estrato herbáceo, el cual no presentó diferencias

significativas en composición respecto a la vegetación nativa ni a las plantaciones. El estrato arbustivo de los cortafuegos, en cambio, presentó una baja riqueza, con diferencias significativas en su composición respecto a la vegetación nativa y a las plantaciones (Figura 3.5, Cuadro 3.4).

Resalta el hecho de que las diferencias en la composición del estrato herbáceo entre los distintos tipos de hábitat fueron mucho menores que en la composición del estrato arbustivo. De las comparaciones entre tipos de vegetación llevadas a cabo mediante el ANOSIM, para el estrato herbáceo únicamente se encontraron diferencias significativas en un 30% de los casos, mientras que para el estrato arbustivo, las diferencias fueron significativas en el 90% de los casos (Cuadro 3.4). Para mayor detalle acerca de las especies encontradas en los distintos estratos, y su frecuencia de aparición en los diferentes tipos de hábitat, ver Apéndice 1 (estrato herbáceo), Apéndice 2 (estrato arbustivo), y Apéndice 3 (estrato arbóreo).

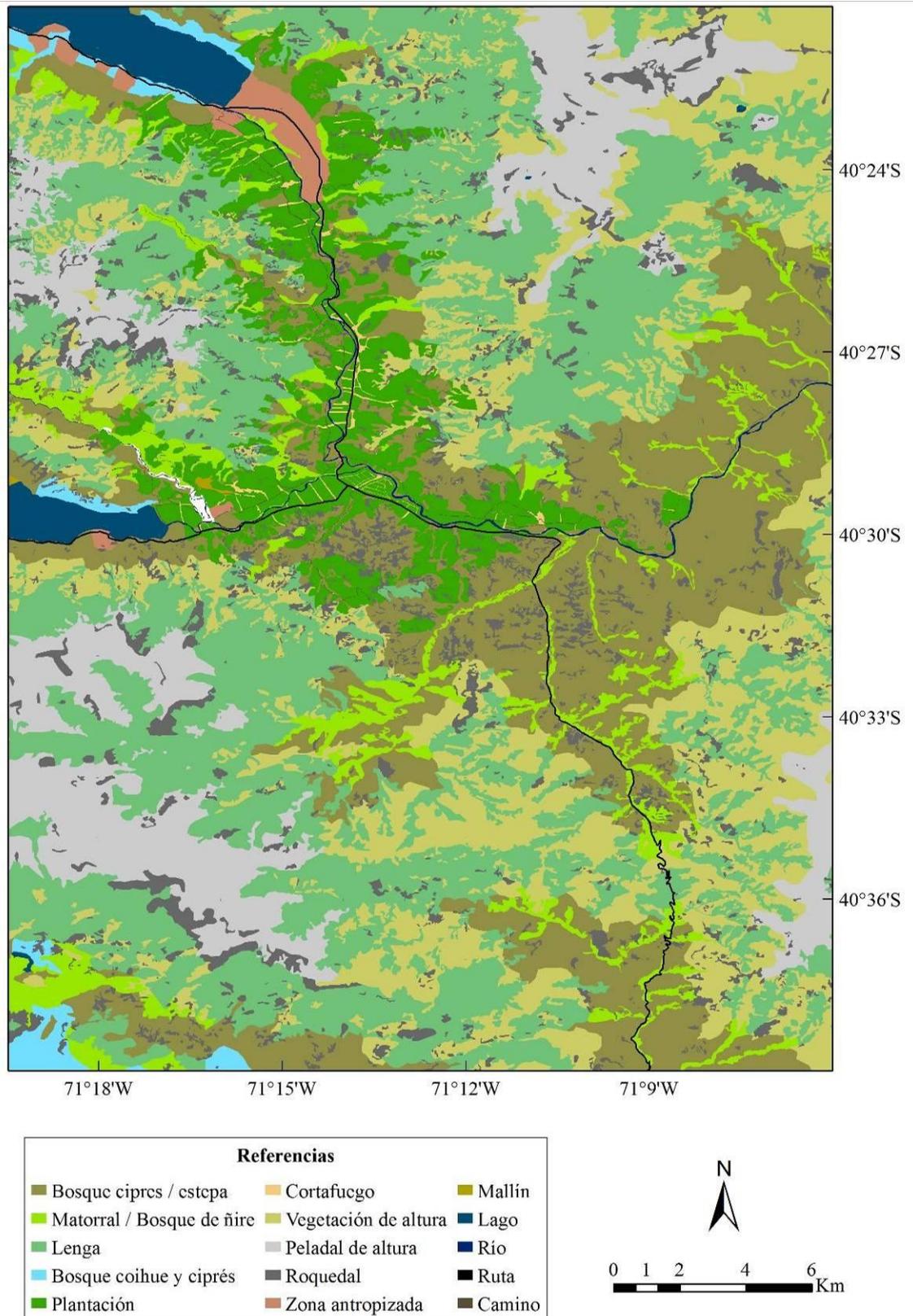
### 3.3.2. Escala de paisaje

#### 3.3.2.1. *Mapeo de tipos de coberturas*

Se mapearon 11 categorías de coberturas, de las cuales siete están presentes en el área al cual se acotó la ubicación de las cámaras (entre los 800 y 1200 msnm), mientras que el resto se encontraban por encima de los 1200 msnm o en ambientes no forestados como los bordes de los lagos. A continuación se describen las categorías mapeadas:

- Bosque de ciprés/estepa: Estepas con individuos de *A. chilensis* aislados o agrupados en pequeños parches. En el estrato herbáceo dominan especies como *Festuca spp.*, *A. splendens*, *Mulinum spinosum*, *Stipa spp.* En algunos casos presentan también arbustos, entre los que dominan *Colletia hystrix* y *Schinus patagonicus*. Abarca el gradiente entre bosques ralos de ciprés, mosaicos de ciprés y estepa, y áreas de estepa sin árboles.
- Matorral / Bosque de ñire: Matorrales densos y/o bosques bajos, dominados por *Nothofagus antarctica* y puede estar acompañado por *Schinus patagonicus*, y por *A. chilensis*. En el estrato arbustivo presenta especies como *M. spinosum* y gramíneas. Este tipo de vegetación está asociado generalmente a cañadones, bordes de arroyos, y fondos de valle.
- Lengua: Abarca bosques y matorrales de altura (aproximadamente entre 1100 y 1600 msnm), dominados por lenga (*Nothofagus pumilio*).
- Plantación: Plantaciones de *Pinus ponderosa* y en menor medida también de *P. contorta* y *P. mezeisii*. Presenta distintos niveles de cobertura herbácea y arbustiva, estado dominado en los casos en que se encuentra vegetación el estrato herbáceo por especies como *Festuca sp.* y *A. splendens*; y el estrato arbustivo por especies como *S. patagonicus*, *Colletia hystrix*, *A. chilensis*, *Berberis buxifolia* y *Lomatia hirsuta*.
- Bosque coihue y ciprés: Bosques dominados por coihue (*Nothofagus dombeyi*) y acompañados por ciprés, asociados a los bordes de lagos.
- Cortafuego: Fajas libres de vegetación arbórea entre plantaciones.
- Vegetación de altura: Representada por el semidesierto de altura, dominado por especies herbáceas y arbustos rastreros, generalmente entre aproximadamente los 1200 y 1700 msnm.
- Peladal de altura: Comprende por las áreas de altura, por encima de alrededor de 1700 msnm, carentes de vegetación.
- Roquedal: Formaciones rocosas de diversos tamaños.

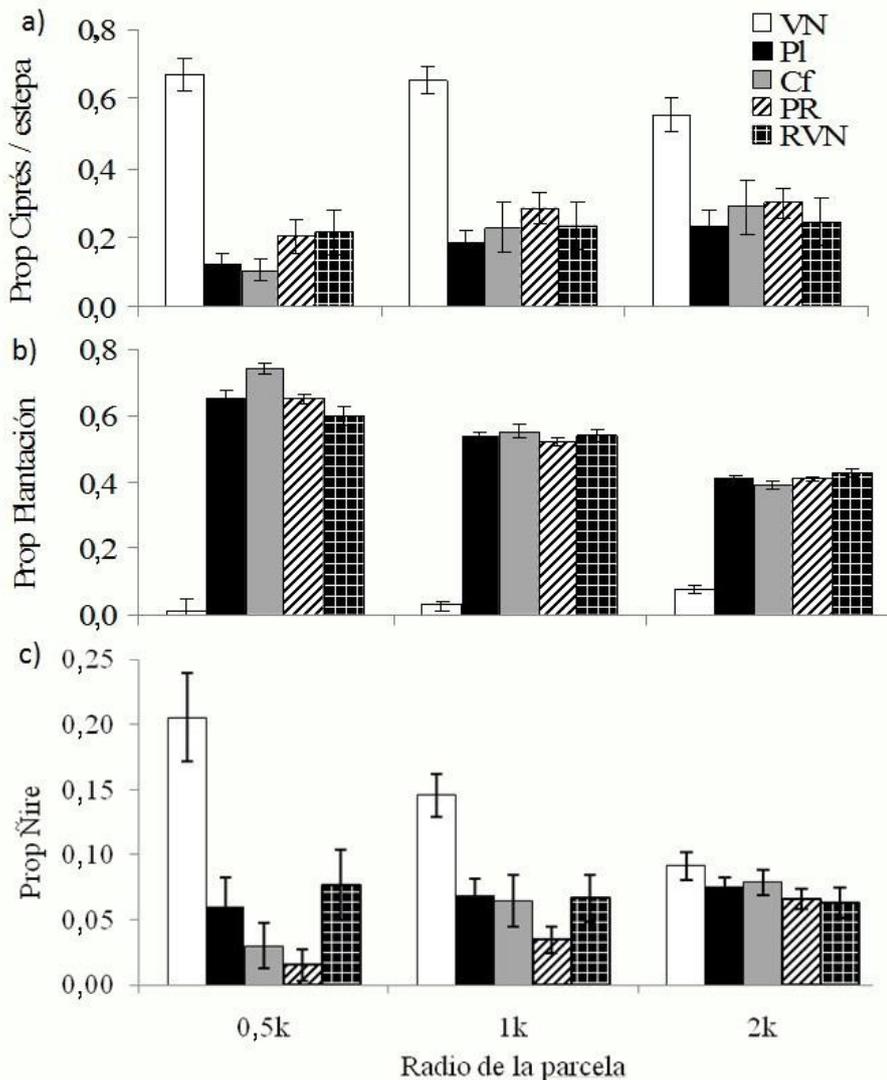
- Zona antropizada: Áreas con presencia de construcciones humanas.
- Mallín: Vegas húmedas sin árboles, ubicadas en suelos anegadizos de fondos de valles, dominados por especies herbáceas como ciperáceas, juncáceas y gramíneas.



**Figura 3.6.** Mapa de los tipos de coberturas del área de estudio, escala 1:30.000.

## 3.3.2.2. Métricas de paisaje

En la Figura 3.7 se indica la proporción del área promedio del entorno de cada tipo de hábitat, representado por las plantaciones de pino y los dos tipos de coberturas más reemplazados en el área de estudio (bosque de ciprés/estepa, matorral-bosque de ñire). Se observa claramente que, como es de esperar, a escala de paisaje, las forestaciones y los tipos de hábitats asociados a estas (remanentes de vegetación nativa y cortafuegos) se asemejan mucho más entre si, en cuanto a los tipos de coberturas, que respecto a la vegetación nativa continua.



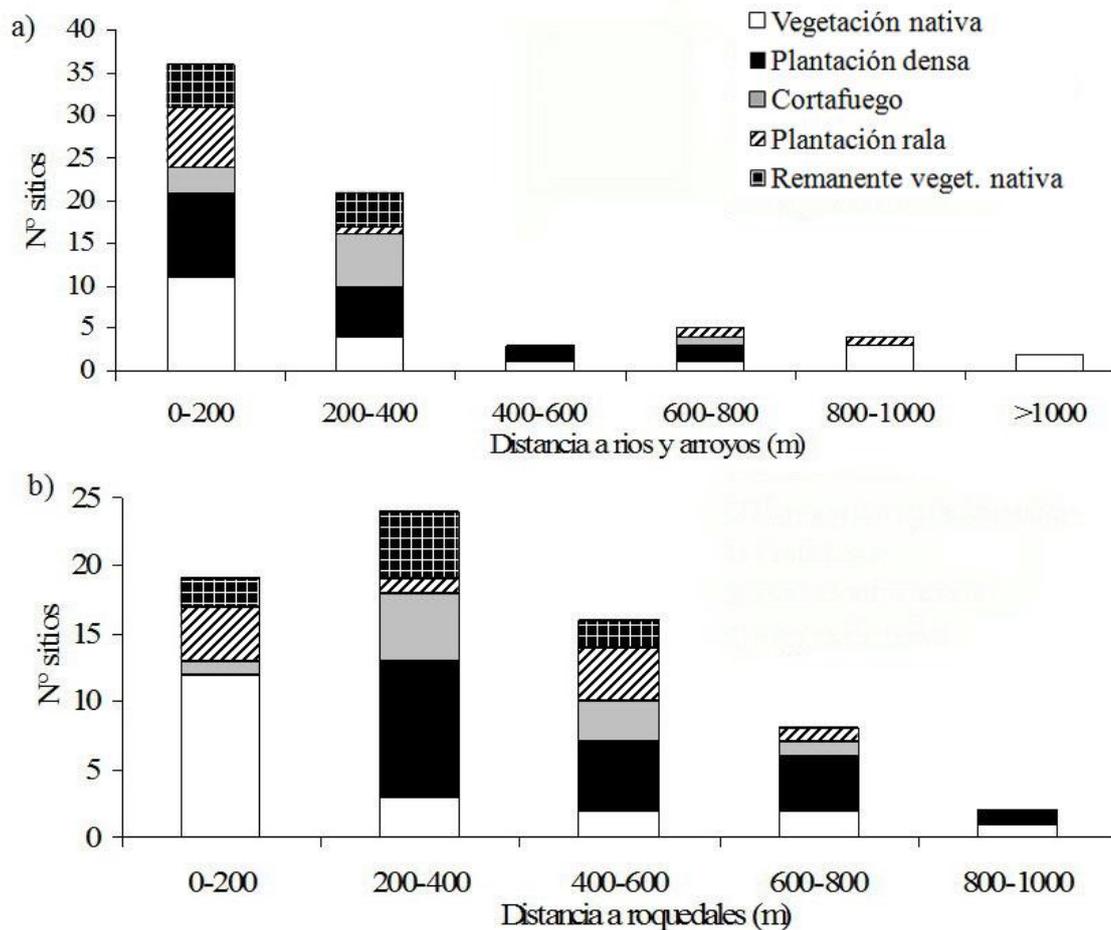
**Figura 3.7.** Proporción promedio por sitio del área abarcadas por: a) Bosque de ciprés / estepa, b) Plantación, c) Matorral bosque de ñire, en cada tipo de hábitat, para los tres tamaños de parcela. Las barras indican error estándar. VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, PR: plantación rala, RVN: remanente de vegetación nativa.

Se puede observar, que a escala de paisaje, la cobertura los sitios del tipo de hábitat de vegetación nativa está compuesta principalmente por bosque de ciprés – estepa, representando aproximadamente el 60 % del entorno, mientras que el bosque – matorral de ñire representa entre el 10 y 20 % del área de dichos sitios (Figura 3.7). El resto de

los tipos de hábitats estudiados (plantaciones densas, cortafuego, plantación rala, remanente de vegetación nativa), como es lógico, están inmersos en un paisaje dominado por plantaciones de pino (Figura 3.7).

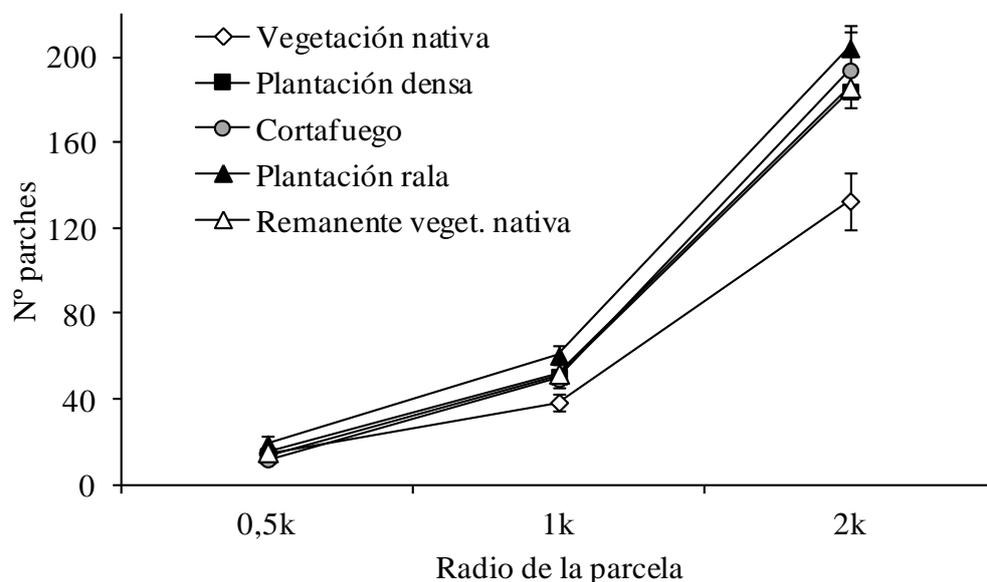
Con respecto a las distancias a estructuras del paisaje consideradas de importancia para los carnívoros, se puede observar que en el caso de ríos y arroyos, la mayoría de los sitios se encontró a distancias de 0 a 200 m, seguido por la categoría de 200-400 m. La mayor amplitud de distancias se observó en la vegetación nativa, si bien todos los tipos de hábitats mostraron una distribución similar de distancias (Figura 3.8 a).

En el caso de los roquedales, se puede apreciar que la mayor cantidad de sitios estuvo a distancias de entre 200 y 400 m, mientras que las distancias máximas de los sitios al roquedal más cercano fueron de entre 800 y 1000 m (Figura 3.8b). Se aprecia también que la distribución de distancias no fue igual entre tipos de hábitats, en el caso de la vegetación nativa y los remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, la mayor parte de los sitios se ubicó a distancias de entre 0 y 200 m de los roquedales, mientras que en plantaciones densas, plantaciones ralas, y cortafuegos, fueron más frecuentes mayores distancias al roquedal más cercano (200 y 400 m).



**Figura 3.8.** Distribución de los sitios en función de la distancia a estructuras del paisaje relevantes para los carnívoros: a) arroyos y ríos; b) roquedales. Los sitios están discriminados por el tipo de hábitat al que pertenecen.

Con respecto al número de parches de distintos tipos de coberturas por parcela, como es de esperar, aumenta al aumentar el tamaño de la parcela. Sin embargo, dicho aumento no es igual para todos los tipos de hábitats. En el caso de la vegetación nativa, el número de parches, particularmente en parcelas de mayor tamaño, es menor que para el resto de los tipos de hábitats, mostrando por lo tanto una menor heterogeneidad de tipos de coberturas a escala de paisaje respecto a las áreas forestadas (Figura 3.9).

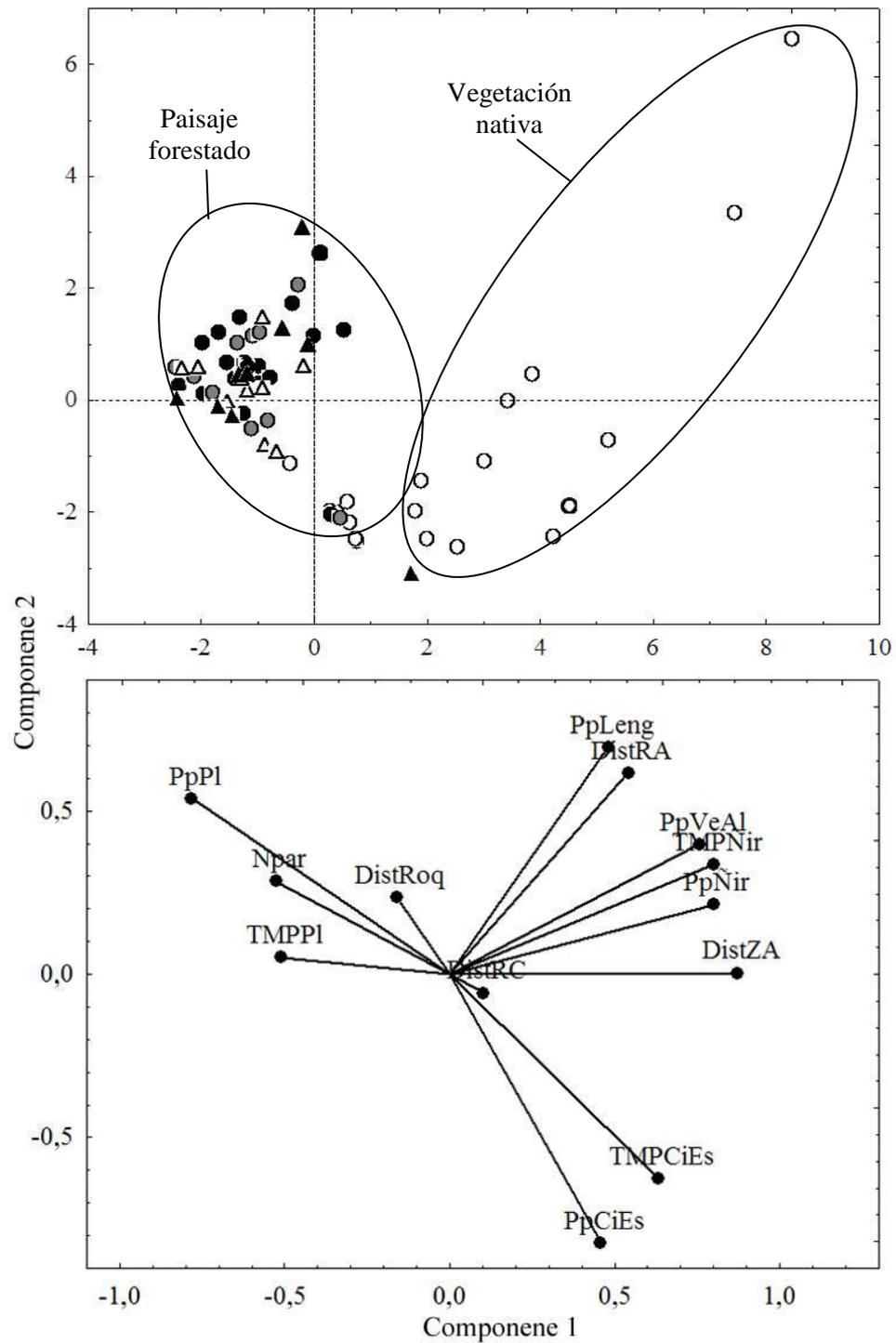


**Figura 3.9.** Número de parches promedio por tipo de hábitat, en los tres tamaños de parcelas.

El análisis de componentes principales generado a partir de las variables de paisaje (a escala de 1 km de radio) permitió explicar mediante los dos primeros componentes el 58,5% de la variación entre sitios (37,9% el primero y 20,6% el segundo).

En el diagrama del PCA se observa que, a diferencia del análisis en el que se incluyeron las variables de sitio, en este caso los sitios pertenecientes a los distintos tipos de hábitat se separaron en dos grandes grupos, por un lado los sitios de vegetación nativa continua, y por otro lado todos los tipos de hábitat del paisaje forestado (plantación densa y rala, cortafuego, remanente de vegetación nativa), los cuales quedaron mezclados entre sí (Figura 3.10).

Las variables de paisaje que más aportaron al primer componente fueron la distancia a zonas antropizadas ( $CC = 0,87$ ), el tamaño medio de parche de ñire ( $CC = 0,80$ ), la proporción del área de la parcela cubierta con ñire ( $CC = 0,80$ ) y cubierta por plantación ( $CC = -0,78$ ). En cuanto al segundo componente, las variables que más aportaron fueron la proporción del área de la parcela cubierta con bosque de ciprés – estepa ( $CC = -0,82$ ), la proporción del área de la parcela cubierta con lenga ( $CC = 0,70$ ), y el tamaño medio de parche de bosque de ciprés – estepa ( $CC = -0,63$ ).



**Figura 3.10.** Diagramas del Análisis de Componentes Principales. A) Sitios: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (●), remanente de vegetación nativa (△), plantación rala (▲). B) Variables de paisaje a escala de 1km de radio. Para descripción de las variables de paisaje ver Cuadro 3.2.

### 3.4. Discusión

Los resultados muestran que el reemplazo de la vegetación nativa de ecotono estepa-bosque por plantaciones de pino genera un claro cambio en la estructura del hábitat,

tanto a escala de sitio como de paisaje. Los principales cambios inducidos por las plantaciones, a escala de sitio, están asociados a un lógico aumento en la cobertura arbórea, lo cual provoca una disminución de la cobertura y diversidad de los estratos arbustivo y herbáceo, debido a la limitación en la entrada de luz, tal como lo han demostrado diversos trabajos en distintas partes del mundo (Bailey *et al.* 1998, Cummings y Reid 2008).

Además del empobrecimiento del sotobosque, las plantaciones densas presentan una homogenización general de la estructura respecto a la vegetación nativa, siendo los distintos sitios de plantación mucho más similares entre sí, que lo que son los sitios de vegetación nativa. Esto está dado principalmente por el hecho de ser plantaciones monoespecíficas, y plantadas a densidades altas y homogéneas en el espacio (Carnus *et al.* 2006). Este patrón de simplificación de la estructura de la vegetación y pérdida de la cobertura y diversidad de especies es común en plantaciones de pino en diversas partes del mundo (Humphrey *et al.* 2003, Aubin *et al.* 2008, Brockerhoff *et al.* 2008, Nájera y Simonetti 2010).

La modificación de la estructura de la vegetación en las forestaciones respecto al hábitat original es particularmente marcada en este caso, por ser el ambiente reemplazado es un ambiente abierto. A diferencia de las plantaciones forestales en la mayor parte del mundo, en dónde se reemplazan bosques (Humphrey *et al.* 2003, Lindenmayer y Hobbs 2004, Zobrist y Hinckley 2005, Simonetti 2006), en este caso, así como lo que ocurre en gran parte de la Patagonia argentina, el establecimiento de forestaciones implica un cambio fisionómico, transformando un ambiente abierto a un bosque denso (Bremer y Farley 2010). Este cambio, por lo tanto, tiene implicancias mayores sobre las comunidades originales, ya que, en general, las especies presentes están adaptadas a ambientes abiertos y no a bosques. De este modo, los cambios abruptos en la cobertura y diversidad de la vegetación herbáceo-arbustiva, se debe principalmente a que las especies preexistentes suelen presentar una menor tolerancia a la sombra, respecto a especies de bosque (Bremer y Farley 2010).

En este sentido, las plantaciones ralas demostraron ser estructuralmente más complejas que las plantaciones densas, poniendo en evidencia la relevancia del manejo silvícola sobre la diversidad estructural de las plantaciones, y consecuentemente su posible calidad como hábitat. Los resultados indican claramente que al presentar estas plantaciones una menor densidad y cobertura arbórea, aumenta la cobertura y riqueza del sotobosque respecto a las plantaciones manejadas a altas densidades. De este modo, las plantaciones con una menor densidad arbórea, ya sea por tratarse de menor densidad de plantación inicial, o por raleos, favorecen el desarrollo o permanencia del sotobosque (Bailey *et al.* 1998, Brockerhoff *et al.* 2003). Estos resultados concuerdan con estudios en diversas partes del mundo, en los que se ha demostrado la relación directa entre el desarrollo del sotobosque y la densidad de la plantación (Moore y Allen 1999, Hartley 2002, Lindenmayer y Hobbs 2004).

Los remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, por otro lado, mostraron tener una estructura del hábitat compleja, con una cobertura y diversidad de los estratos herbáceo y arbustivo similar a los de la vegetación nativa continua, si bien tendieron a presentar mayores valores de cobertura arbórea. Esto probablemente se debe a que, en general, cuando se reemplazó originalmente la vegetación nativa por plantaciones, se dejaron los remanentes de vegetación más densa sin forestar, ya sea en cañadas alrededor de arroyos u otras áreas de acceso difícil. Por lo tanto, los parches remanentes entre plantaciones no son del todo representativos de la vegetación nativa dominante.

Este hecho explica también las diferencias en la composición de especies entre la vegetación nativa continua y los remanentes. Estos parches de vegetación remanente entre forestaciones, son similares a los encontrados en paisajes forestados de otras regiones, los cuales comúnmente están asociados a zonas de gran pendiente o cañadones, haciendo difícil su reemplazo por forestaciones (Estades y Temple 1999, Lindenmayer y Hobbs 2004). De este modo, estos remanentes entre plantaciones, si bien difieren composicionalmente de la vegetación nativa dominante en el área, pueden considerarse parches de hábitat de alta heterogeneidad estructural respecto a las plantaciones, y por lo tanto, un potencial hábitat para la fauna (Lindenmayer y Franklin 2002).

Los cortafuegos, por último, mostraron una estructura similar a la vegetación nativa continua, pero con menores coberturas herbáceas y mayores coberturas de suelo desnudo, lo cual se debe, naturalmente, al hecho de que su vegetación fue parcialmente removida para actuar como barrera para el fuego. En este sentido, los cortafuegos estarían representando un hábitat de menor calidad respecto a la vegetación nativa para gran parte de la fauna, presentando una menor oferta de refugios y una menor diversidad de recursos tróficos para las especies herbívoras. Estas características estructurales, sin embargo, resaltan el posible rol de los cortafuegos como corredores de vegetación abierta dentro de la matriz de plantaciones. En este sentido, este tipo de estructuras abiertas dentro del paisaje forestado son particularmente valiosas en sistemas en los que la vegetación natural es abierta, como se ha demostrado en el sud-oeste de Estados Unidos, donde las plantaciones reemplazan pastizales (Levey *et al.* 2005).

En cuanto a la estructura del paisaje, los resultados muestran claramente que el área de estudio se puede separar en dos grupos, por un lado el “paisaje forestado”, que abarca tanto plantaciones (densas y ralas), como remanentes de vegetación nativa y cortafuegos. Y por el otro lado, se encuentra el “paisaje nativo”, en el cual están inmersos los sitios de vegetación nativa.

Las principales diferencias entre ambos tipos de paisajes están dadas, en primer lugar, obviamente, por el tipo de vegetación dominante (bosque de ciprés-estepa, y bosque-matorral de ñire, en el caso del paisaje forestado; plantación de pino en el caso del paisaje forestado). También se diferencian por un mayor número promedio de parches en el paisaje forestado respecto al paisaje nativo, lo cual estaría indicando que el reemplazo de la vegetación está provocando también un aumento en la heterogeneidad del paisaje. Este es un fenómeno común asociado al cambio en el uso del suelo, y está dado por el hecho de introducir un nuevo tipo de cobertura al paisaje (plantaciones en este caso), y también porque el reemplazo parcial de la vegetación implica una alteración en el patrón espacial de los hábitats, generando comúnmente un mayor número de parches de tamaño más pequeño, en los que se intercalan las coberturas naturales y los nuevos usos (Forman 1995, Turner *et al.* 2001).

De este modo, el cambio de uso asociado a la forestación en el área de estudio no solo implica un cambio en el tipo de cobertura, con una estructura y composición distinta a la vegetación nativa, sino también un cambio en el patrón espacial del tamaño y diversidad de parches de distintos tipos de coberturas. A su vez, uno de los efectos asociados a este fenómeno de cambio en el patrón espacial de los parches, es el aumento de la superficie de contacto entre los fragmentos de vegetación nativa y los parches de plantación. Por lo tanto, aumenta la probabilidad de que existan efectos de borde (Pauchard *et al.* 2006). Este es un patrón común encontrado en paisajes forestados de otras partes del mundo, en donde se ha demostrado no solo cambios en la composición

de la vegetación, sino que un cambio en la configuración espacial del hábitat (Lindenmayer *et al.* 2002, Gonzalez-Moreno *et al.* 2011).

Cabe resaltar, también, diferencias entre ambos tipos de paisajes en lo que respecta a la distancia a roquedales y zonas antropizadas. Las menores distancias a roquedales, de los sitios del paisaje nativo respecto al forestado, se deben a que las plantaciones forestales fueron establecidas en las áreas con baja o nula cobertura de roquedales, mientras que en las áreas no reemplazadas, la presencia de roquedales es más frecuente. Por otro lado, se observa una relación inversa respecto a las zonas antropizadas, ya que las áreas forestadas presentan una mayor densidad de asentamientos humanos, que las áreas nativas. Estas asociaciones de los roquedales y zonas antropizadas con el paisaje nativo y forestado respectivamente, tienen posiblemente implicancias importantes para la fauna, ya que la presencia de roquedales resulta de gran valor como oferta de refugio para la mayoría de los carnívoros (Franklin *et al.* 1999, Donadio *et al.* 2001, Bisceglia *et al.* 2008), mientras que por el otro lado, las especies suelen estar afectadas negativamente por la presencia de asentamientos humanos (Woodroffe 2000).

En síntesis, la caracterización del hábitat estructural en el área de estudio permitió demostrar un cambio importante asociado al reemplazo de la vegetación nativa por forestaciones, determinado por la homogenización y simplificación de la vegetación a escala de rodal, particularmente en el tipo de vegetación dominante del paisaje forestado (plantaciones densas); mientras que a escala de paisaje, se observó un incremento de la heterogeneidad, dado por un aumento en el número de parches de distintos tipos de coberturas.

## CAPÍTULO 4

### CONSUMO Y DISPONIBILIDAD DE RECURSOS TRÓFICOS<sup>5</sup>



---

<sup>5</sup> Los resultados de este capítulo contribuyeron a las siguientes publicaciones:

Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2011. Influences of pine plantations on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. *Mammalia* 75(3): 249-255.

Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269: 271-278.

#### 4.1. Introducción

Un factor fundamental determinante de la calidad del hábitat para la fauna, es la disponibilidad de recursos tróficos (McComb 2008, Mortelliti y Boitani 2008). En el caso particular de los carnívoros, el uso del hábitat está estrechamente relacionado con la disponibilidad de presas (Mortelliti y Boitani 2008), mostrando en muchos casos cambios en sus abundancias o en su respuesta funcional ante modificaciones en la densidad de sus presas (Angerbjorn *et al.* 1999, Gilg *et al.* 2006, Pereira *et al.* 2006). La dieta de las especies de carnívoros depende de la disponibilidad de las presas potenciales; y a la vez, la potencialidad de una presa a ser consumida está dada por las adaptaciones morfológicas, comportamentales y fisiológicas del predador (Kok y Nel 2004). Así, especies con una dieta generalista, es decir, con una capacidad de consumir una gran variedad de presas, tendrán una mayor probabilidad de adaptarse a la modificación del hábitat, respecto a las especies especialistas. Conocer el hábito alimenticio de una especie y la disponibilidad de sus presas, por lo tanto, es un factor importante a la hora de desarrollar estrategias de manejo para su conservación (Mills 1992).

La dieta de las especies de carnívoros registradas en este trabajo, ha sido estudiada en diversos ambientes de la región patagónica (Iriarte *et al.* 1991, Johnson y Franklin 1991, 1994a, Travaini *et al.* 1998, Novaro *et al.* 2000b, Donadio *et al.* 2004, Zapata *et al.* 2005b). Como ya se ha descrito en la introducción general, las cuatro especies presentan una dieta relativamente amplia y generalista, que puede variar considerablemente temporal y espacialmente (Meserve *et al.* 1987, Iriarte *et al.* 1991, Johnson y Franklin 1991, 1994a, Novaro 1997a, Travaini *et al.* 1998, Novaro *et al.* 2000b, Rau y Jiménez 2002, Donadio *et al.* 2004, Manfredi *et al.* 2004, Bisceglia *et al.* 2008).

La abundancia de presas ha demostrado ser un determinante fundamental de la densidad de los carnívoros. En este sentido, distintos trabajos han demostrado que modificaciones en la abundancia de las presas de las especies de carnívoros estudiadas, provocan cambios en sus densidades o en su dieta. Así, Branch *et al.* (1996) documentaron la respuesta del puma ante la disminución de las poblaciones de vizcacha (*Lagostomus maximus*), modificando la cantidad y el tipo de presas consumidas. Pia *et al.* (2003), encontraron que la principal presa del zorro colorado, los roedores cricértidos, disminuyen su abundancia por efecto del ganado, modificando el zorro su dieta en áreas pastoreadas. Pereira *et al.* (2006), por otro lado, encontraron que ante una disminución de los roedores y lagomorfos durante un periodo de sequía, la densidad del gato montés disminuyó significativamente.

Los cambios en el uso de la tierra, y particularmente las plantaciones de coníferas exóticas, pueden afectar el uso del hábitat por parte de los carnívoros al afectar a sus presas. En este sentido, varios estudios han encontrado un impacto negativo del reemplazo de ecosistemas nativos por plantaciones forestales sobre las comunidades de posibles presas de los carnívoros. Estos impactos están dados principalmente debido a la simplificación del hábitat, por la pérdida o modificación de las estructuras importantes, como cobertura del sotobosque, troncos, ramas, y árboles caídos (Lindenmayer *et al.* 1994, Carey y Johnson 1995, Saavedra y Simonetti 2005b, Robitaille y Linley 2006). En este sentido, la modificación del hábitat producida por el establecimiento de plantaciones forestales con especies exóticas en la región, no solo modifica el hábitat

estructural de los carnívoros nativos, sino que también la disponibilidad de sus presas, y por lo tanto su ecología trófica (Mortelliti y Boitani 2008).

El objetivo de este capítulo es definir cuáles son las principales presas consumidas por los carnívoros en el área de estudio; y en base a esa información, determinar diferencias en la abundancia relativa de dichas presas, entre vegetación nativa y forestaciones. A la vez, se pretende explorar el rol de estructuras alternativas del paisaje forestado, tales como cortafuegos, como corredores o hábitats alternativos para las distintas especies de presas.

## 4.2. Metodología

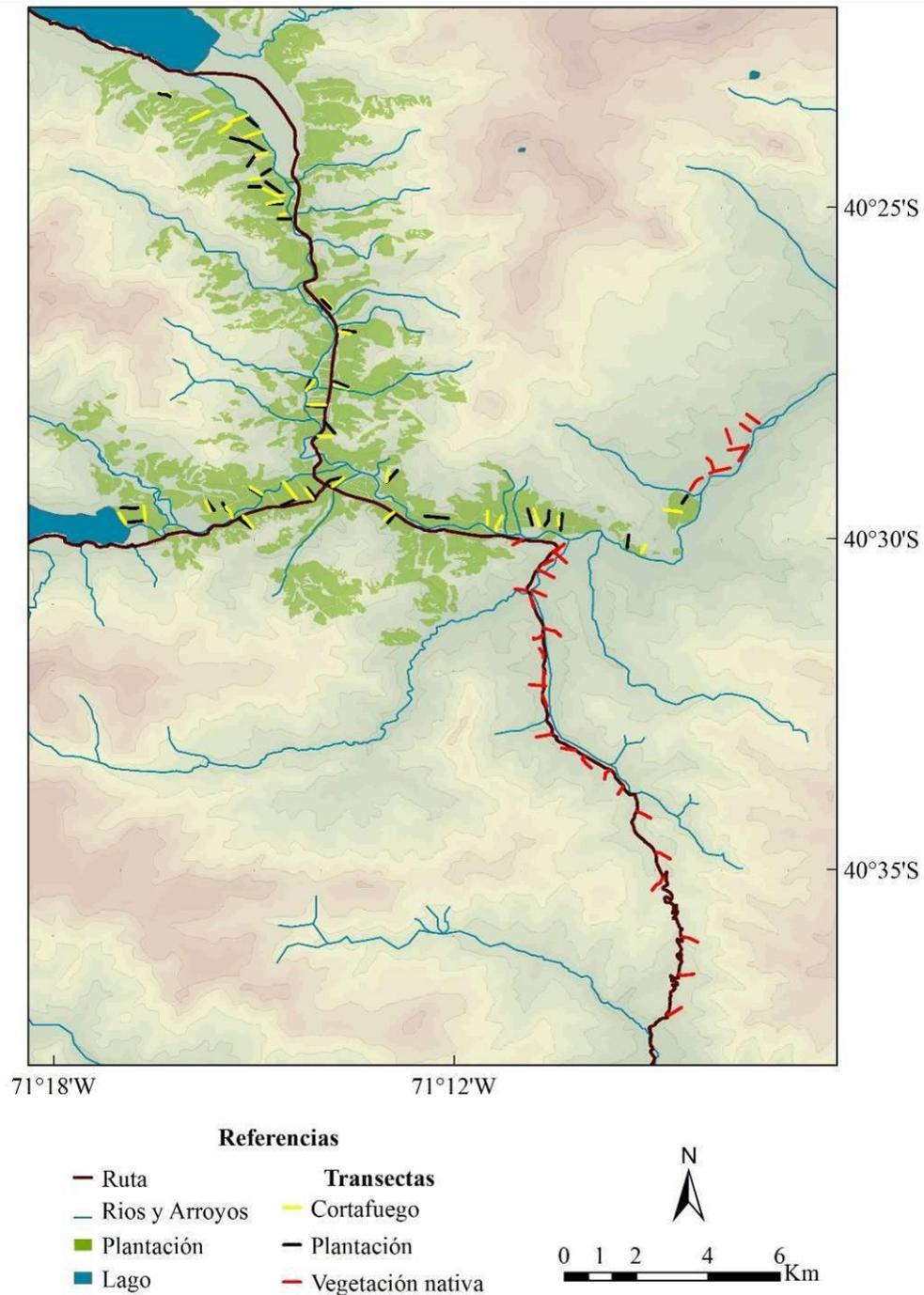
### 4.2.1. Composición de la dieta de los carnívoros

Para la determinación de la dieta de las especies de carnívoros, se recolectaron heces a lo largo de transectas. Las transectas se dispusieron equitativamente en tres tipos de hábitats: vegetación nativa, plantación, y cortafuegos, de modo de poder cuantificar la abundancia relativa de heces en cada uno. La ubicación de las transectas se estableció al azar, dentro del área total representada por cada tipo de hábitat en el área de estudio, con una separación de al menos 600 m respecto a la transecta más cercana. El tamaño de cada transecta fue de aproximadamente 400 m de largo, y 2 m de ancho. Se muestrearon un total de 99 transectas, 33 por tipo de hábitat (Figura 4.1).

Adicionalmente, para aumentar el esfuerzo de muestreo debido a la escasez de heces encontradas, se revisaron sitios que en los que en base a la bibliografía se reconocen como aéreas preferenciales para la defecación de las especies estudiadas, como ser roquedales y árboles para los gatos (Bisceglia *et al.* 2008), y roquedales para mustélidos (Travaini *et al.* 1998). Las heces colectadas fueron secadas al sol para evitar la proliferación de hongos, y almacenadas en bolsas de papel.

Para determinar la composición de las heces se siguió la metodología propuesta por Reynolds y Aebischer (1991). Las heces fueron remojadas con agua hirviendo y disgregadas, para después separar la fracción macroscópica y determinar las partes identificables. Los mamíferos fueron identificados en base a claves de reconocimiento de cráneos (Pearson 1995) y de pelos (Chehébar y Martín 1989). La presencia de insectos se determinó a través de la identificación de restos quitinosos.

Para el análisis de la dieta se agruparon los ítems tróficos en 6 categorías: roedores, liebre europea, ciervo colorado, jabalí, artrópodos, y semillas. Se estimó la frecuencia relativa de cada categoría de ítem trófico para cada especie, como el número de apariciones de la categoría *i* en relación al número de apariciones de todas las categorías encontradas en la dieta. La frecuencia relativa indica cuáles ítems son consumidos con mayor frecuencia, pero hay que tener en cuenta que sobreestima la importancia de los ítems tróficos pequeños y subestima la importancia de los ítems grandes en la dieta. No se realizaron análisis estadísticos comparativos de la dieta entre especies o tipos de hábitats, debido a que no se encontró la cantidad mínima de heces necesaria para describir confiablemente la dieta, la cual debería ser de al menos 30-50 heces por especie, según (Núñez *et al.* 2000, Pereira 2009).



**Figura 4.1.** Ubicación de las transectas de recolección de heces, en vegetación nativa (N = 33), cortafuegos (N = 33), y plantaciones (N = 33).

#### 4.2.2. Disponibilidad de alimento

Se estimó la disponibilidad de las presas mayormente consumidas por las distintas especies de carnívoros. Se definió cuáles son los grupos de presas más consumidas, en base a los datos de dieta obtenidos en este estudio, complementado con información preexistente para la región (Novaro *et al.* 2000b, Donadio *et al.* 2004), particularmente en el caso del zorrino común, para el cual no se obtuvieron datos de dieta en el área de estudio. Se eligieron aquellos grupos de presas que representen al menos el 10% de la

dieta de alguna de las cuatro especies de carnívoros, con el propósito seleccionar aquellas más relevantes para las especies de carnívoros estudiadas. Los grupos seleccionados fueron: los pequeños mamíferos, medianos y grandes herbívoros, y artrópodos. Quedaron fuera de los muestreos, por razones logísticas, presas que en menor medida también son consumidas por algunas de las especies, como ser aves, reptiles y otros mamíferos (Novaro *et al.* 2000b).

#### 4.2.2.1. Pequeños mamíferos

Se muestrearon pequeños mamíferos en tres tipos de hábitats dentro de área de estudio: vegetación nativa, plantaciones, y cortafuegos. Los muestreos se realizaron dos veces por año, durante el otoño (marzo- abril) y la primavera (noviembre – diciembre) de dos años consecutivos (2007 y 2008). En cada tipo de hábitat se seleccionaron 6 sitios al azar, dentro de la superficie disponible para cada hábitat en el área de estudio. Los sitios estuvieron separados entre sí por al menos 600 m.

Para la captura de los roedores se utilizaron trampas de captura viva tipo Sherman (24 x 8 x 9 cm). En cada sitio, se instalaron grillas de 3x9 trampas Sherman, distanciadas entre sí por 10 m, durante cuatro noches consecutivas. Durante los cuatro periodos de muestreo se operaron un total de 7776 trampas noche. Las trampas fueron cebadas con avena y pasta de maní. Para evitar la mortalidad por bajas temperaturas durante la captura, se colocó algodón dentro de las trampas. Las trampas fueron revisadas diariamente, durante la mañana. Los especímenes capturados fueron marcados con una caravana en la oreja, y luego fueron liberados en el mismo lugar donde fueron capturados.

Se estimó la abundancia relativa de pequeños mamíferos mediante el número de capturas, y mediante la técnica de enumeración del mínimo número vivo (Chitty y Phipps 1996). Se analizó la existencia de diferencias en la abundancia promedio de capturas de pequeños mamíferos por temporada mediante un ANOVA de medidas repetidas. Se comparó el número de especies entre los distintos tipos de hábitats mediante una prueba de ANOVA de una vía, y comparaciones múltiples de Newman-Keuls en caso de encontrarse diferencias significativas. Adicionalmente, se comparó la abundancia relativa de *Abrothrix longipilis* entre los distintos tipos de hábitat, mediante una ANOVA de medidas repetidas, y comparaciones múltiples de Newman-Keuls. Las comparaciones se realizaron únicamente para dicha especie, debido a que el resto presentó abundancias bajas, insuficientes para hacer comparaciones estadísticas.

#### 4.2.2.2. Medianos y grandes herbívoros

Se determinó la abundancia relativa de medianos y grandes herbívoros silvestres, mediante los datos obtenidos a partir de las trampas cámara, instaladas para el muestreo de carnívoros (para mayor detalle ver capítulo 2). Se considera que, si bien los muestreos realizados fueron diseñados para carnívoros, los la metodología y diseño utilizados también son aptos para la estimación de uso de hábitat de los herbívoros, ya que las trampas cámara se ha demostrado que detectan perfectamente a este ensamble de animales, bajo diseños similares (Sweitzer *et al.* 2000, Hebeisen *et al.* 2008, Kuijper *et al.* 2009, Rovero y Marshall 2009). Además todas las especies de herbívoros silvestres medianos y grandes presentes en la zona, son de hábito mayormente nocturno y/o crepuscular, si bien también pueden mostrar alguna actividad durante el día (Georgii

y Schröder 1983, Graves 1984, Homolka 1986). De este modo, al muestrear los herbívoros con el mismo diseño que para los carnívoros, se obtuvieron datos de uso relativo de cada especie de herbívoro, para los mismos 69 sitios que para los muestreos de carnívoros, permitiendo relacionar directamente el uso de los carnívoros con sus presas (O'Brien *et al.* 2003, Datta *et al.* 2008, Stein *et al.* 2008, Linkie y Ridout 2011).

Los registros fotográficos fueron procesados con la misma metodología descrita en el capítulo 2, obteniendo un valor del número de visitas cada 10 días para cada especie en cada sitio. Se llevaron a cabo pruebas de Mann-Whitney para comparar el uso del hábitat por parte de cada una de las especies registradas entre los dos tipos de vegetación nativa: continua y remanentes, y entre los dos tipos de plantaciones: densas y ralas. Como no se encontraron diferencias en dichas pruebas, para ninguna de las especies registradas, se agruparon los sitios en tres tipos de hábitats más generales: vegetación nativa (continua y remanentes), plantación (densa y rala), y cortafuegos. Se llevaron a cabo pruebas de Kruskal Wallis para averiguar si existen diferencias en el uso del hábitat de cada especie, entre los tres tipos de hábitats. En caso de obtener diferencias significativas, se llevaron a cabo pruebas *post hoc* de Dunn. Adicionalmente, se analizó el patrón temporal de uso de cada especie en cada tipo de hábitat, a partir de la información temporal obtenida a partir de las fotografías.

En el caso de la vaca, dado que es de hábitos diurnos, y que a la vez, al ser un animal doméstico, su abundancia relativa está directamente asociada al manejo humano, variando su distribución espacial durante los muestreos, se consideró que los datos de uso obtenidos a partir de las trampas cámara no representan una buena estimación de su abundancia. Por lo tanto, siendo que la carga general de esta especie en el área de estudio es relativamente baja, se utilizaron únicamente datos de presencia/ausencia en cada sitio, en base a registros directos de los animales o de rastros (heces, huellas).

#### 4.2.2.3. Artrópodos

Se estimó la abundancia relativa de los órdenes de artrópodos consumidos por el zorrino (Hymenoptera, Orthoptera, Coleoptera, Lepidoptera -pupas y larvas-, Scorpionida, Aranae). La información de los órdenes de artrópodos consumidos se obtuvo a partir de datos bibliográficos para la especie en la región (Travaini *et al.* 1998, Donadio *et al.* 2004). La estimación de la abundancia de dichos órdenes se hizo mediante trampas de caída (pitfall), en tres tipos de hábitat: vegetación nativa, plantaciones, y cortafuegos. Se seleccionaron al azar 5 sitios por tipo de hábitat dentro del área de estudio. En cada sitio, se colocó una grilla de 3x3 (9) trampas de 9 cm de diámetro y 12 cm de profundidad, llenadas con agua, detergente y anticongelante en una proporción aproximada de 5:1:1. Las mismas estuvieron activas durante 15 días.

Los artrópodos capturados fueron conservados en frascos con alcohol al 70%. Posteriormente fueron determinados a nivel de orden. Se estimó la biomasa total de cada orden mediante la aplicación de ecuaciones de regresión a partir de mediciones lineales (largo aproximado de cada individuo). Las ecuaciones se tomaron de Hódar (1996), las cuales fueron calculadas para la comunidad de artrópodos de un tipo de hábitat relativamente similar.

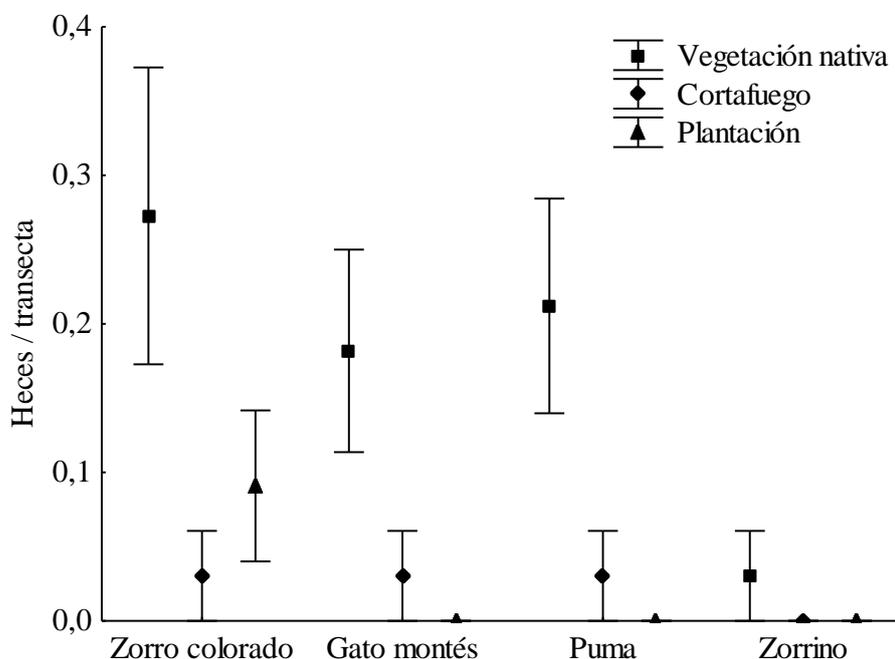
Se llevaron a cabo pruebas de ANOVA para comparar la biomasa total y la biomasa de cada orden de artrópodos, entre los tres tipos de hábitats. En los casos en que se encontraron diferencias significativas se llevaron a cabo comparaciones múltiples de Newman-Keuls para determinar diferencias entre pares de tipos de hábitats.

### 4.3. Resultados

#### 4.3.1. Composición de la dieta de los carnívoros

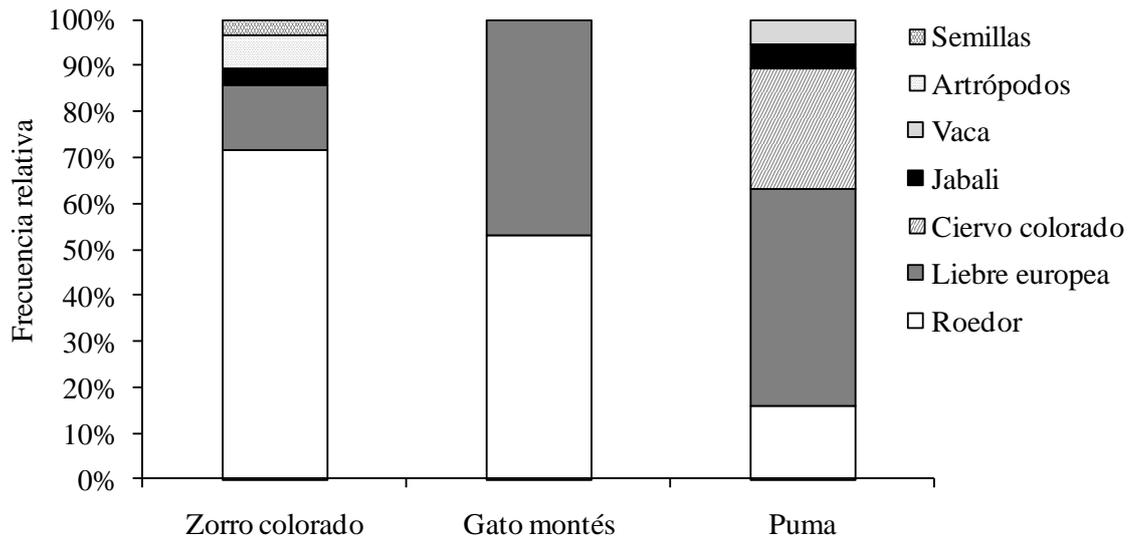
A partir de los muestreos de recolección de heces, se encontraron 20 heces de zorro colorado, 14 de gato montés, y 17 de puma. Para el zorrino se encontró una sola, por lo que se excluyó a esta especie de los análisis de dieta.

En la Figura 4.2 se indica la distribución de las heces encontradas para cada especie, en función del hábitat muestreado, considerando únicamente aquellas recolectadas en las transectas de muestreo. Se puede observar que para todas las especies el tipo de hábitat en el que más heces se encontraron es la vegetación nativa, mientras que en plantaciones solo se encontraron heces de zorro colorado, y en cortafuegos se encontraron heces de todas las especies excepto el zorrino. Resalta, sin embargo, la gran variabilidad de los datos, la cual está dada en gran medida por el bajo tamaño muestral, por lo que estos datos deben interpretarse cautelosamente.



**Figura 4.2.** Número promedio de heces por transecta en vegetación nativa, cortafuegos, y plantaciones, para cada especie de carnívoro. Las barras indican error estándar.

En la Figura 4.3 se muestra la frecuencia relativa de cada uno de los ítems consumidos por los carnívoros (excluyendo al zorrino). Se puede observar que para el zorro colorado la principal presa encontrada fueron los roedores cricértidos, seguido por la liebre europea, y en menor medida también se encontraron restos de jabalí, artrópodos, y semillas. En el caso del gato montés, las presas encontradas en las heces fueron roedores y liebre europea, en proporciones similares. Y por último, para el puma, la presa encontrada con mayor frecuencia fueron los herbívoros medianos y grandes, representados principalmente por liebre europea y ciervo colorado, y en menor medida por jabalí y vaca, mientras que los roedores también fueron presas frecuentes para esta especie (Figura 4.3).



**Figura 4.3.** Frecuencia relativa de los distintos ítems consumidos por las especies de carnívoros para las cuales se obtuvieron datos.

#### 4.3.2. Disponibilidad de recursos tróficos

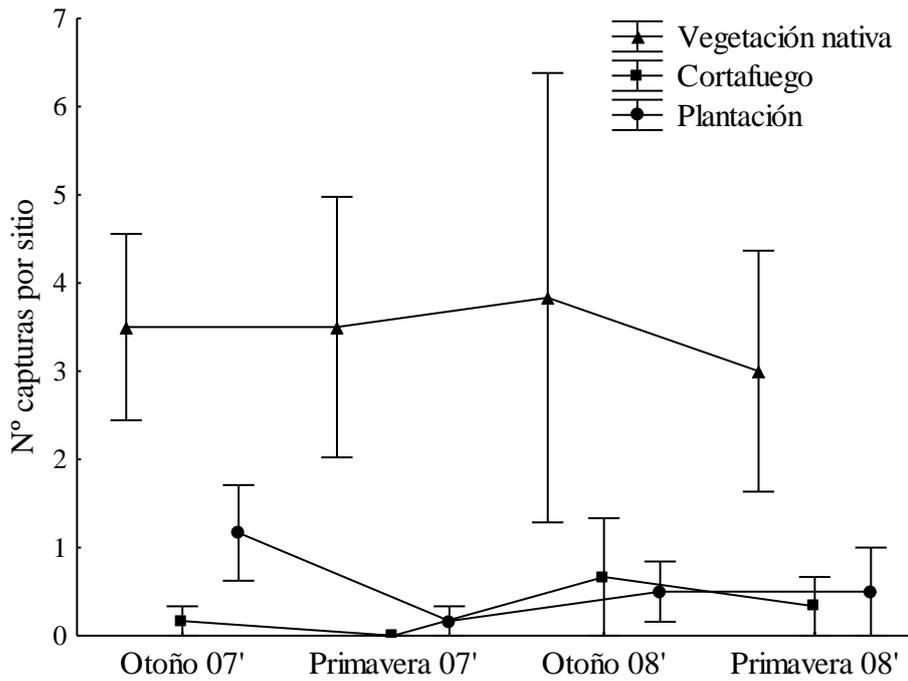
##### 4.3.2.1. Pequeños mamíferos

Se capturaron 105 individuos de pequeños mamíferos, representados por siete especies nativas (*Abrothrix longipilis*, *Abrothrix xanthorhinus*, *Oligoryzomys longicaudatus*, *Irenomys tarsalis*, *Phyllotis xanthopygus*, *Loxodontomys micropus*, *Eligmodontia morgani*). *A. longipilis* fue la especie dominante en todos los tipos de hábitat, comprendiendo el 70% de los individuos capturados (Cuadro 4.1).

**Cuadro 4.1.** Número total de capturas para cada especie registrada en los tres tipos de hábitats muestreados, VN: vegetación nativa, Pl: plantación, y Cf: cortafuego. Entre paréntesis se muestra el mínimo número vivo. Se indican los valores de  $\chi^2$  de la prueba de Kruskal-Wallis para comparar número de capturas entre tipos de hábitat.

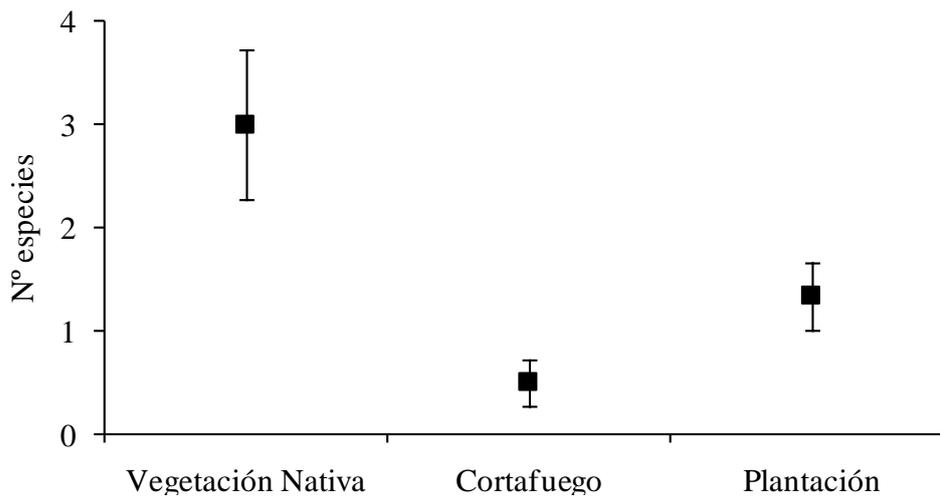
Especie	VN	Pl	Cf	$\chi^2$
<i>Abrothrix longipilis</i>	66 (46) a	10 (9) b	6 (4) ab	8,28*
<i>Abrothrix xanthorhinus</i>	3 (3)	2 (2)	0	
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	2 (2)	3 (3)	1 (1)	
<i>Loxodontomys micropus</i>	7 (6)	0	0	
<i>Phyllotis xanthopygus</i>	2 (2)	0	0	
<i>Irenomys tarsalis</i>	1 (1)	0	0	
<i>Eligmodontia morgani</i>	2 (1)	0	0	
TOTAL	83 (61)	15(14)	7 (5)	

Nota: \*  $p < 0,05$ . Para una misma especie, el número de capturas seguido por una letra (a, b) indica diferencias significativas según la prueba de Newman-Keuls ( $\alpha = 0,05$ ).



**Figura 4.4.** Número medio de capturas de pequeños mamíferos por sitio, en vegetación nativa, cortafuego, y plantación de pino (media  $\pm$  error estándar), durante las cuatro temporadas muestreadas.

El número total de capturas mostró diferencias significativas entre los distintos tipos de hábitats ( $F = 6,432$   $p < 0,027$ ). El mayor número de capturas fue registrado en la vegetación nativa (Figura 4.4), la cual fue significativamente mayor que en plantación (Newman-Keuls,  $p < 0,050$ ) y cortafuego (Newman-Keuls,  $p < 0,014$ ). Por otro lado, el número de capturas en plantaciones y cortafuegos no mostró diferencias (Newman-Keuls,  $p < 0,275$ ).



**Figura 4.5.** Número promedio de especies de pequeños mamíferos por sitio en vegetación nativa, cortafuego, y plantación de pino (media  $\pm$  error estándar).

Respecto al número de especies registradas, en vegetación nativa se encontraron siete especies, mientras que sólo tres en plantaciones y dos en cortafuegos. En número de especies fue significativamente diferente entre los tres tipos de hábitat ( $F = 7$ ,  $p < 0,007$ ) (Figura 4.5). La vegetación nativa presentó un número de especies mayor que cortafuegos (Newman-Keuls  $p < 0,006$ ), y plantaciones de pino (Newman-Keuls  $p < 0,027$ ). No se observaron diferencias en el número de especies entre cortafuegos y plantaciones (Newman-Keuls  $p < 0,240$ ). Se encontraron diferencias significativas en el número de capturas de *Abrothrix longipilis* entre los distintos tipos de hábitats ( $F = 3,784$   $p < 0,025$ ). Esta especie fue capturada con mayor frecuencia en vegetación nativa que en plantaciones ( $p < 0,050$ ), o cortafuegos ( $p < 0,037$ ) (Cuadro 4.1).

#### 4.3.2.2. Medianos y grandes herbívoros

Mediante las trampas cámara, se registraron tres especies de herbívoros silvestres: un Cérvido, *Cervus elaphus* (ciervo colorado); un Súido, *Sus scrofa* (jabalí); y un Lagomorfo, *Lepus europaeus* (liebre europea); todas especies introducidas desde el hemisferio norte (Figura 4.6).



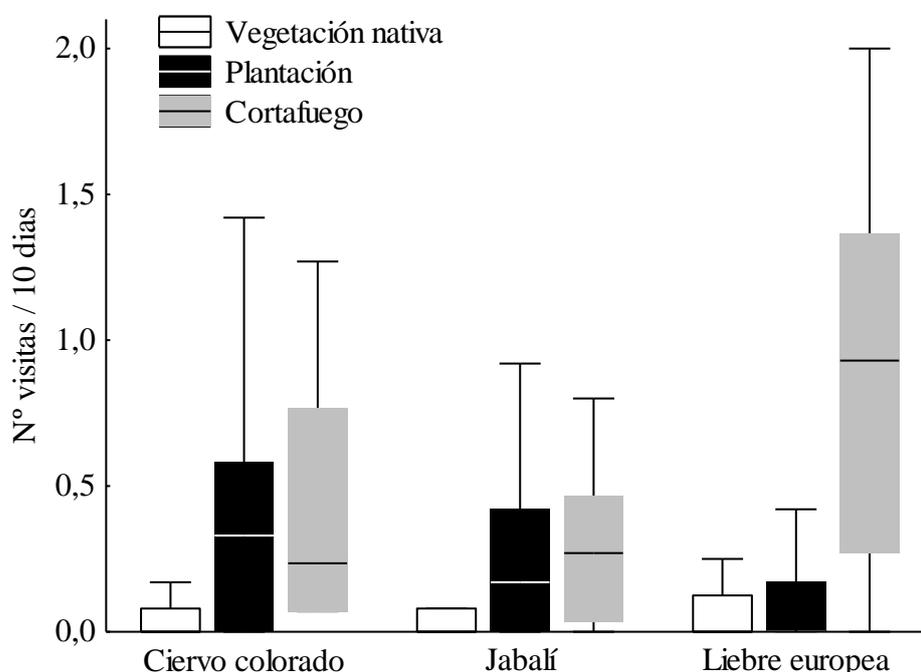
**Figura 4.6.** Imágenes de las especies de herbívoros silvestres registradas mediante las trampas cámara. De izquierda a derecha: ciervo colorado, jabalí, y liebre europea.

Las tres especies fueron registradas en todos los tipos de hábitats. El ciervo colorado estuvo presente en el 58% de los sitios, el jabalí en el 55% de los sitios y la liebre europea estuvo presente en el 36% de los sitios muestreados. El uso de los distintos tipos de hábitats por estas especies, sin embargo, no fue homogéneo (Cuadro 4.2).

No se encontraron diferencias significativas en el uso del hábitat entre vegetación nativa continua y remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, para ninguna de las tres especies de herbívoros (Mann-Whitney, ciervo colorado:  $Z = -1,28$   $p > 0,20$ ; jabalí:  $Z = 0,63$   $p > 0,53$ ; liebre europea:  $Z = 1,13$   $p > 0,26$ ). Tampoco se encontraron diferencias en el uso del hábitat de ninguna de las tres especies entre plantaciones densas y ralas (Mann-Whitney, ciervo colorado:  $Z = -1,64$   $p > 0,10$ ; jabalí:  $Z = -1,10$   $p > 0,27$ ; liebre europea:  $Z = 0,32$   $p > 0,75$ ).

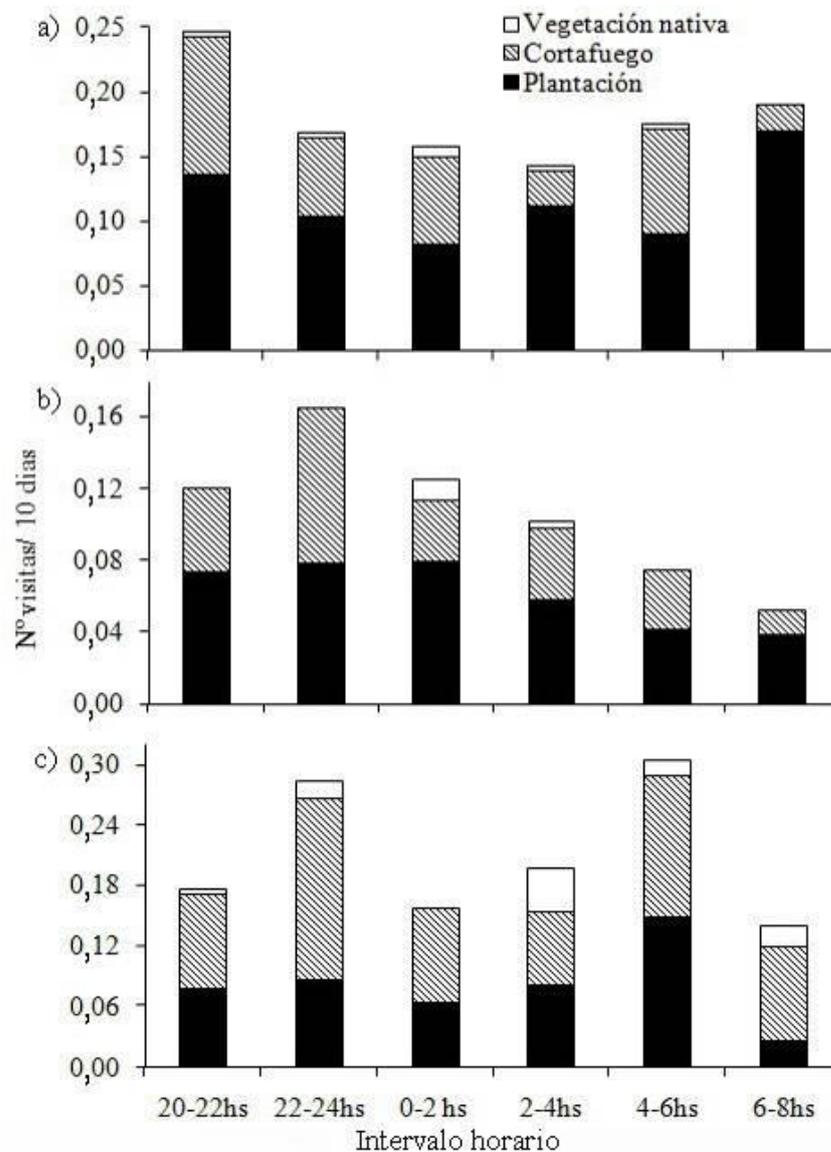
**Cuadro 4.2.** Frecuencia de visitas y tasa de registro de ciervo colorado, jabalí y liebre, en los diferentes tipos de hábitat. VN: vegetación nativa, RVN: remanente de vegetación nativa, PI: plantación densa, PR: plantación rala. Se describe, para cada tipo de hábitat, el número de estaciones en las cuales estuvo presente cada especie, y entre paréntesis el porcentaje del total de estaciones de dicho tipo de hábitat representa; y el número total de visitas para el total de estaciones en cada tipo de hábitat para cada especie.

	Vegetación nativa		Plantación de pino		Cortafuego
	VN	RVN	PI	PR	
<i>Ciervo colorado</i>					
Nº estaciones c/ presencia	4 (20%)	4 (40%)	15 (75%)	7 (78%)	10 (100%)
Registros totales	5	7	68	60	49
Registros /100 días (EE)	0,2 (0,1)	0,2 (0,2)	2,8 (0,6)	5,7 (2,2)	3,3 (1,0)
<i>Jabalí</i>					
Nº estaciones c/ presencia	6 (30%)	2 (20%)	15 (75%)	8 (89%)	8 (80%)
Registros totales	8	2	53	25	32
Registros /100 días (EE)	0,3 (0,1)	0,0 (0,0)	2,2 (0,7)	3,7 (1,1)	3,0 (1,1)
<i>Liebre europea</i>					
Nº estaciones c/ presencia	6 (30%)	2 (20%)	7 (35%)	4 (44%)	9 (90%)
Registros totales	26	3	22	43	100
Registros /100 días (EE)	1,1 (0,6)	0,3 (0,3)	0,9 (0,5)	4,0 (3,3)	8,8 (2,0)



**Figura 4.7.** Diagrama de cajas en el que se grafica el número de visitas por sitio cada 10 días de las especies de herbívoros silvestres registradas, en vegetación nativa (continua y remanentes), plantación (rala y densa), y cortafuego. Las cajas indican la mediana, y los percentiles del 20% y 80%, mientras que las barras indican los valores máximos, descartando valores extremos.

Al comparar el uso del hábitat de cada especie, agrupando los sitios en tres grupos, vegetación nativa (continua y remanentes), plantación (densa y rala), y cortafuegos, se encontraron diferencias significativas entre los tres tipos de hábitat, para todas las especies (Figura 4.7, ciervo colorado:  $\chi^2 = 22,41$   $p < 0,0001$ ; jabalí:  $\chi^2 = 20,02$   $p < 0,0001$ ; liebre:  $\chi^2 = 15,01$   $p < 0,001$ ). El ciervo colorado y el jabalí utilizaron significativamente en forma más frecuente las plantaciones y cortafuegos que la vegetación nativa (ciervo colorado:  $z = 4,41$   $p < 0,0001$ ,  $z = 3,58$   $p < 0,001$  respectivamente; jabalí:  $z = 3,94$   $p < 0,0001$ ,  $z = 3,19$   $p < 0,004$  respectivamente), mientras que el uso de ambas especies fue similar entre plantaciones y cortafuegos (ciervo colorado:  $z = 0,43$   $p = 1$ ; jabalí:  $z = 0,37$   $p = 1$ ). La liebre europea, por otra parte, utilizó con mayor frecuencia los cortafuegos que la vegetación nativa y las plantaciones de pino ( $z = 3,95$   $p < 0,0001$ ;  $z = 3,58$   $p < 0,001$  respectivamente), mientras que el uso de vegetación nativa y plantaciones por parte de esta especie fue similar ( $z = 0,49$   $p = 1$ ).



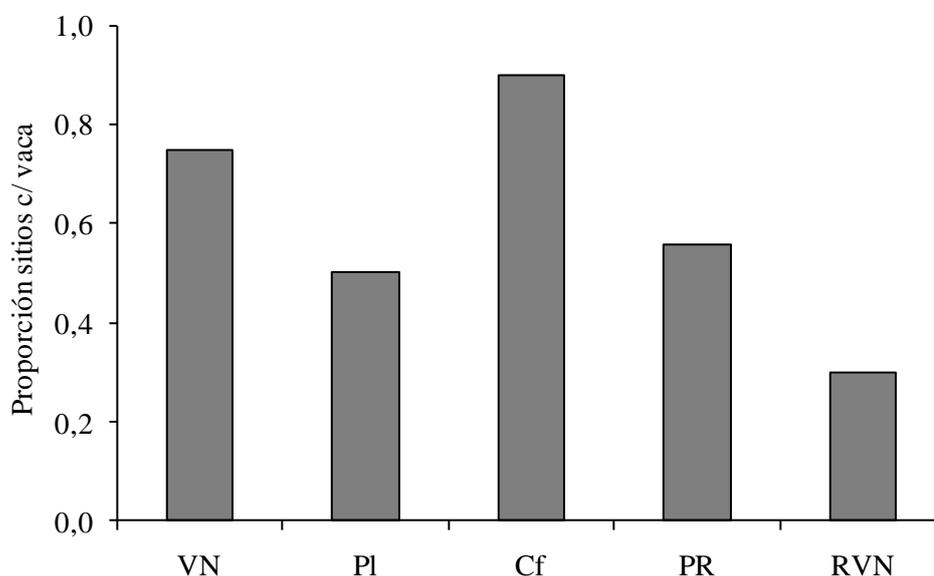
**Figura 4.8.** Patrón de actividad horaria de los herbívoros silvestres registrados mediante trampas cámara en los distintos tipos de hábitats: a) ciervo colorado, b) jabalí, c) liebre europea. Se indican número de visitas por sitio cada 10 días.

En cuanto al patrón de uso horario de los distintos tipos de hábitats, por parte de los herbívoros silvestres, si bien el bajo número de datos no permitió analizar los datos estadísticamente, las tendencias observadas indican que en el caso del ciervo colorado (Figura 4.8 a) el uso de las plantaciones densas y cortafuegos fue máximo durante el atardecer (20 – 22 hs) y el amanecer (6 - 8 hs), mientras que en las plantaciones ralas el uso fue más parejo durante toda la noche. Con respecto a la vegetación nativa y los remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, el uso fue muy poco frecuente como para poder analizarlo.

En el caso del jabalí (Figura 4.8 b), en cortafuegos la mayor frecuencia de uso se observó al comienzo de la noche (22 – 24 hs), mientras que en plantaciones densas y ralas el uso fue parejo durante toda la noche, mostrando una disminución al amanecer. En cuanto a la vegetación nativa continua y remanentes entre plantaciones, al igual que en el caso del ciervo colorado, la frecuencia de uso fue muy baja.

La liebre europea (Figura 4.8 c), por último, mostró dos picos de alta frecuencia de uso en cortafuegos, uno después del atardecer (22 - 24 hs), y otro antes del amanecer (4 - 6 hs). Mientras que en plantaciones ralas el máximo uso se dio entre las 4 y 6 hs. El uso de vegetación nativa, remanentes de vegetación nativa, y plantaciones, por su parte, fue muy poco frecuente en este horario.

En cuanto a los resultados obtenidos para la vaca, los tipos de hábitats más frecuentemente utilizados por este animal fueron cortafuegos (90% de los sitios) y la vegetación nativa continua (75%). En las plantaciones, tanto ralas como densas, se observó la presencia de vacas en aproximadamente el 50% de los sitios; mientras que en los remanentes de vegetación nativa entre plantaciones, la vaca estuvo presente en solo el 30 % de los sitios.



**Figura 4.9.** Proporción de los sitios con presencia de vacas, en cada tipo de hábitat, VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, PR: plantación rala, RVN: remanente de vegetación nativa.

## 4.3.2.3. Artrópodos

Se capturaron individuos de artrópodos de todos los órdenes estudiados: Scorpionida, Aranae, Orthoptera, Coleoptera, Lepidoptera (larvas), Hymenoptera. Los órdenes con mayor biomasa en el área de estudio fueron Coleoptera e Hymenóptera (Cuadro 4.3).

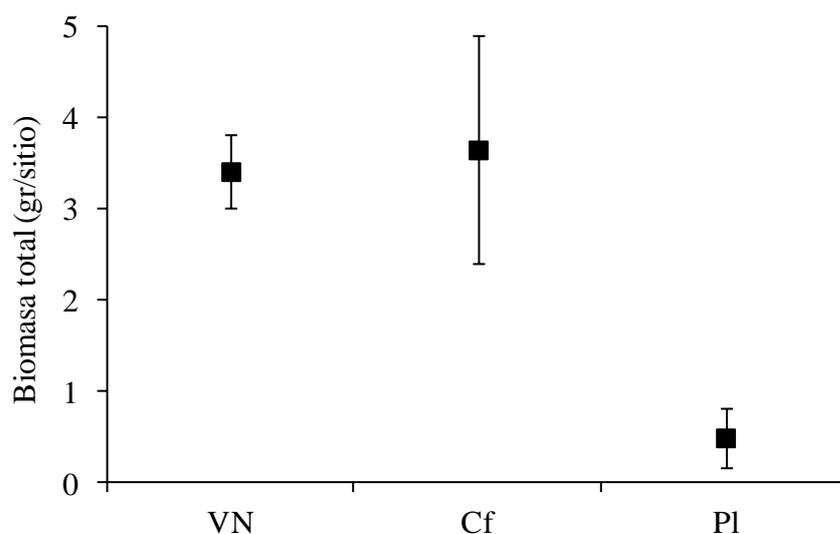
**Cuadro 4.3.** Biomasa promedio (error estándar) de los órdenes de artrópodos para los tres tipos de hábitats. VN: vegetación nativa, Cf: cortafuego, Pl: plantación. Los valores se expresan en miligramos. Se indica el valor de F para las pruebas de ANOVA entre los tres tipos de hábitat.

Clase	Orden	VN	Cf	Pl	F
Chelicerata	Scorpionida	123,5 (36,9)	186,6 (150,8)	0,0 (0,0)	1,12
	Aranae	440,9 (144,7) <i>a</i>	117,6 (41,6) <i>b</i>	39,8 (12,2) <i>b</i>	5,95 *
Insecta	Orthoptera	136,7 (56,4)	283,9 (218,5)	9,5 (6,2)	1,11
	Coleoptera	977,8 (531,1)	1268,9 (357,9)	267,1 (234,0)	1,71
	Lepidoptera (larvas)	84,0 (57,5)	94,0 (47,8)	162,6 (73,8)	0,50
	Hymenoptera	1648,7 (474,1)	1698,9 (1468,0)	12,2 (5,3)	1,16

Nota: ANOVA: \*  $p < 0,05$ . Dentro de un parámetro, los valores medios seguidos por letras (a, b, c) indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Newman-Keuls ( $\alpha = 0,05$ ).

La biomasa total de artrópodos resultó ser significativamente diferente entre los distintos tipos de hábitats ( $F = 5,14$   $p < 0,024$ ). La vegetación nativa y los cortafuegos mostraron valores similares ( $p > 0,832$ ), mientras que ambos tipos de vegetación presentaron biomasa de artrópodos significativamente mayores a la de las plantaciones ( $p < 0,035$ ;  $p < 0,021$  respectivamente) (Figura 4.10).

Dada la alta variabilidad de los datos, no se encontraron diferencias significativas entre los 3 tipos de hábitats para ningún orden, excepto el orden Aranae que presentó valores de biomasa significativamente mayores en vegetación nativa respecto a las plantaciones y cortafuegos (Cuadro 4.3).



**Figura 4.10.** Biomasa total de artrópodos por tipo de hábitat. VN: vegetación nativa, Cf: cortafuego, Pl: plantación. La barra indica error estándar.

#### 4.4. Discusión

##### 4.4.1. Principales presas consumidas

Los datos de dieta obtenidos a partir del análisis de las heces recolectadas, a pesar de ser escasos, permiten identificar los principales ítems consumidos por las especies de carnívoros estudiadas (exceptuando el zorrino). Estos principales ítems identificados, coinciden en gran medida con datos más precisos de dieta para los carnívoros en la región (Novaro *et al.* 2000b).

En el caso del zorro colorado y el gato montés, tal como encontraron Novaro *et al.* (2000b), las principales presas identificadas fueron los roedores y la liebre europea. Estos autores, a la vez, encontraron un alto consumo de ovejas por parte del zorro colorado. Sin embargo, es lógico que en este trabajo este herbívoro doméstico no se registró en la dieta del zorro colorado, debido a que no hay ovejas en el área de estudio. Cabe resaltar que en las heces de zorro colorado analizadas, se identificaron una mayor variedad de ítems consumidos que para el gato montés, incluyendo artrópodos y semillas, evidenciando, la mayor amplitud de su dieta respecto al gato montés (Novaro *et al.* 2000b).

En lo que respecta al puma, las principales presas consumidas en el área de estudio fueron liebre europea, ciervo colorado, y roedores; y en menor medida también jabalí y vaca, coincidieron también con los resultados de Novaro *et al.* (2000b). De este modo, queda en evidencia la importancia de los herbívoros medianos y grandes, especialmente las especies silvestres introducidas, en la dieta del puma. Esta especie, al igual que la mayoría de los carnívoros grandes, suele capturar las presas de mayor tamaño dentro de lo disponible, incluyendo presas de su tamaño o mayores (Sunquist y Sunquist 1989). Esto, a la vez, diferencia al puma de las otras especies de carnívoros nativos, que tienden a consumir presas más pequeñas (Carbone *et al.* 1999).

La estimación de la composición de la dieta mediante la frecuencia relativa de ítems sobreestima la importancia de los ítems tróficos pequeños y subestima la importancia de los ítems grandes (Ackerman *et al.* 1984). De este modo, es de esperar que las presas más grandes, como los herbívoros medianos y grandes, estuvieran representando, en términos de biomasa consumida, en una proporción aún mayor en la dieta de las especies estudiadas, respecto a las presas más chicas. Cabe resaltar que, dado que todas las especies de mamíferos herbívoros medianos y grandes registrados son introducidas, se evidencia el importante rol que cumplen las presas exóticas en la dieta de los carnívoros nativos en el área estudiada, tal como ya han demostrado diversos autores para la región (Johnson y Franklin 1994a, Novaro *et al.* 2000b, Rau y Jiménez 2002).

Las mayor parte de las heces colectadas para todas las especies fueron encontradas en vegetación nativa, mientras que fueron escasas aquellas encontradas en plantaciones. Esta tendencia de mayor abundancia en vegetación nativa respecto a plantaciones, fue mayor a lo esperado en base a las abundancias relativas de las especies de carnívoros estimadas mediante las trampas cámara. Posiblemente esto se deba a que las heces son más fáciles de detectar en vegetación nativa que en plantaciones, ya que dentro de las plantaciones la acumulación de hojarasca y otros residuos forestales es mucho mayor, por lo que quedan enterradas mucho más rápido que en la vegetación nativa. Por otro lado, los carnívoros, y particularmente los félidos y mustélidos no elijen los sitios de defecación de forma aleatoria en el paisaje, sino que seleccionan estructuras particulares, como ser roquedales y árboles para los gatos (Bisceglia *et al.* 2008), y

roquedales para mustélidos (Travaini *et al.* 1998). En este sentido, como se describió en el capítulo 3, la distribución de dichas estructuras no es homogénea en el paisaje, sino que son más frecuentes en vegetación nativa que en plantaciones. Por lo tanto, la probabilidad de encontrar un sitio de defecación resulta mayor en vegetación nativa que en plantaciones. Cabe resaltar, entonces, que la frecuencia en que las especies defecan en un hábitat determinado no es proporcional al uso que hacen de dicho hábitat para alimentarse o refugiarse.

Es necesario resaltar que dada la baja cantidad de heces obtenidas en este trabajo para las distintas especies de carnívoros, las conclusiones sacadas son especulativas, y por lo tanto, sería necesario un estudio más intensivo para obtener datos que permitan describir confiablemente la dieta de las especies en paisajes forestados.

#### 4.4.2. Cambios en la disponibilidad de pequeños mamíferos

Los pequeños mamíferos mostraron ser sensibles al remplazo de la vegetación, presentando la vegetación nativa más del doble de especies que las plantaciones de pino. Este resultado es consistente con hallazgos en otras regiones del sur de Sudamérica (Muñoz-Pedrerros y Murúa 1989, Saavedra y Simonetti 2005b), así como en otras partes del mundo (Lindenmayer *et al.* 1999, Lindenmayer *et al.* 2000b), donde los ensambles de pequeños mamíferos fueron menos diversos en plantaciones de pino.

La disminución en la abundancia de pequeños mamíferos en las plantaciones de pino en el área de estudio fue particularmente marcada respecto a otros estudios (Miller *et al.* 2004, Saavedra y Simonetti 2005). Esto probablemente es debido al hecho de que, a diferencia de otras partes del mundo donde comúnmente la vegetación reemplazada es de bosque, en este estudio el sistema reemplazado es de vegetación más abierta (ecotono estepa-bosque), y por lo tanto el conjunto de pequeños mamíferos está probablemente menos adaptado a la presencia de un bosque denso (Pearson y Pearson 1982, Monjeau *et al.* 1997).

*A. longipilis* fue la especie de roedor más frecuentemente capturada, lo cual concuerda con los resultados de otros estudios de roedores en la región (Pearson 1983, Lozada *et al.* 2000, Saavedra y Simonetti 2005b). Esta especie presenta una amplia distribución y tiene una dieta generalista (Pearson 1983), lo cual sugiere una gran capacidad de adaptación a distintos tipos de hábitats. Sin embargo, su abundancia disminuyó abruptamente en plantaciones, respecto a la vegetación nativa, posiblemente debido a que especie suele estar asociada a coberturas herbáceas y arbustivas altas (Meserve 1981, Pearson 1983, González *et al.* 2000, Lozada *et al.* 2000). En contraste con los resultados de este estudio, Saavedra y Simonetti (2005b), en Chile, encontraron que *A. longipilis* es más abundante en las plantaciones de pino que en el bosque nativo. Esta diferencia, sin embargo, puede deberse a que las plantaciones de pino muestreadas en Chile, presentaban una cobertura del sotobosque mucho mayor a la de las plantaciones de este estudio.

*L. micropus* y *P. xanthopygus* fueron mucho menos abundantes que *A. longipilis*, pero también mostraron una clara preferencia por la vegetación nativa respecto a las plantaciones de pino. *L. micropus* utiliza comúnmente hábitats húmedos con abundante vegetación herbáceo-arbustiva, mientras que *P. xanthopygus* prefiere hábitats abiertos rocosos (Pearson 1995). Por lo tanto, las plantaciones densas probablemente no ofrecen condiciones de hábitat adecuadas para ninguna de las dos especies. *A. xanthorhinus* y *O. longicaudatus*, por lo contrario, fueron capturadas en las abundancias similares tanto en

vegetación nativa como plantaciones, sin embargo, sus bajas abundancias generales en los muestreos no permiten sacar conclusiones sólidas.

Los resultados de este trabajo no permitieron demostrar un rol importante de los cortafuegos para las especies de pequeños mamíferos, a pesar de que diversos autores han demostrado la importancia de los corredores similares en estructura. Por ejemplo, existen trabajos que encontraron un importante rol de ambientes tales como fajas creadas por tala de forestaciones, así como también vegetación riparia, para aumentar la conectividad del hábitat de pequeños mamíferos en paisajes agrícolas y forestales (Bennett 1990, Downes et al. 1997, Haddad et al. 2003, Constantine et al. 2004). La baja abundancia y riqueza de especies de pequeños mamíferos en cortafuegos, sugiere entonces, que estas fajas de vegetación no son adecuadas como corredores o remanentes de hábitat para este grupo. Si bien la estructura y composición de la vegetación de los cortafuegos es más similar a la vegetación nativa que a las plantaciones de pino, los cortafuegos tienen una menor cobertura y diversidad vegetal, y una alta cobertura de suelo desnudo. Este sentido, al igual que en las plantaciones, el escaso sotobosque podría explicar la baja utilización de cortafuegos por parte de los roedores.

#### 4.4.3. Cambios en los medianos y grandes herbívoros

En lo que respecta a los medianos y grandes mamíferos herbívoros, los resultados indican, tal como se observó a través de las presas consumidas, que este ensamble está compuesto en su totalidad por especies introducidas, estando totalmente ausentes todas las especies nativas. Entre estas especies, el ciervo colorado y el jabalí mostraron una clara preferencia por las plantaciones de pino respecto a la vegetación nativa, mientras que la liebre europea utilizó ambos tipos de hábitat en forma similar.

De este modo, en el caso del ciervo colorado y el jabalí se estaría evidenciando un efecto de facilitación por parte de las plantaciones de pino. Diversos estudios han encontrado un aumento de las especies introducidas en plantaciones forestales exóticas, tanto para especies de plantas (Allen *et al.* 1995, Chiarucci y De Dominicis 1995, Odgen *et al.* 1997, Hobbs *et al.* 2003, Ito *et al.* 2004, Paritsis y Aizen 2008), artrópodos (Neuman 1979, Bonham *et al.* 2002, Pawson *et al.* 2008), aves (Clout y Gaze 1984, Lindenmayer *et al.* 2002), como mamíferos (Barnett *et al.* 1977, Lindenmayer *et al.* 1999).

El aumento en la abundancia de especies introducidas en las plantaciones forestales exóticas, se puede atribuir al aumento de las perturbaciones, cambios en la luz y las condiciones del suelo, y a la mayor disponibilidad de ciertos recursos (Bremer y Farley 2010). Este efecto de facilitación entre especies exóticas (en este caso: pino – ciervo colorado – jabalí) ha sido postulado como la hipótesis de “*invasional meltdown*” (Simberloff y Von Holle 1999), en la cual se propone una sinergia entre especies introducidas, en la que ambas especies se facilitan mutuamente la invasión, aumentando la probabilidad de sobrevivir, y/o incrementando el impacto ecológico de las mismas.

El ciervo colorado se encuentra asociado, en su distribución original, a bosques con presencia de claros abiertos (Mitchell *et al.* 1977), mientras que el jabalí se encuentra preferentemente en bosques, pero también utiliza hábitats más abiertos como estepas y matorrales (Spitz 1999). De este modo, el mosaico de bosques y pastizales generado por la presencia de plantaciones de pino en áreas abiertas, pueden ofrecer un hábitat óptimo para estas especies.

La expansión del ciervo colorado y el jabalí en la Patagonia comenzó a principios del siglo XX, y aún no ha llegado a un estado de equilibrio (Flueck y Smith-Flueck 1993, Pescador *et al.* 2009). En la región patagónica, ambas especies poblaron primero los bosques andinos y el noroeste del ecotono, pero recientemente comenzaron a expandirse hacia la estepa (Novaro y Walker 2005, Novillo y Ojeda 2008). De esta manera, el establecimiento de plantaciones de coníferas en zonas de estepa, cerca del ecotono con el bosque, podría estar favoreciendo la expansión de estas especies hacia la estepa, tal como lo sugiere Flueck *et al.* (2003) para el ciervo colorado.

Una situación similar se ha documentado en el Reino Unido, donde las plantaciones forestales han sido establecidas en áreas de praderas abiertas. En dichos casos las plantaciones han provocado un aumento en la densidad de ciervos, así como también han funcionado como corredores, permitiendo a los ciervos expandirse hacia nuevas áreas más abiertas (Putman y Moor 1998). En este sentido, cabe destacar que actualmente el área plantada con pino en la región es relativamente baja, por lo que no se esperaría un impacto importante de las plantaciones sobre la expansión del ciervo y el jabalí en la región, pero esto podría ocurrir si en el futuro se aumenta la superficie plantada.

La liebre europea, en cambio, es una especie cuya distribución natural se encuentra asociada preferentemente a ambientes abiertos, si bien muestra una alta adaptabilidad, pudiendo persistir en una gran diversidad de ambientes (Flux y Angermann 1990). En este sentido, esta especie ha sido capaz de dispersarse por la mayor parte del país adaptándose a muchos hábitats distintos (Bonino *et al.* 2008), por lo que no resulta extraño que también sean capaces de utilizar las plantaciones de pino. Esta especie, sin embargo, se alimenta principalmente de pastos y otras herbáceas (Puig *et al.* 2007), por lo que al igual que el ciervo y el jabalí, posiblemente obtenga la mayor parte de su alimento fuera de las plantaciones, y utilice a estas como refugio durante el día.

En lo que respecta a los cortafuegos, su uso fue alto tanto para el ciervo colorado como el jabalí. De esta manera, probablemente estas fajas de vegetación abierta están actuando como corredores, utilizados por las especies para circular por el paisaje forestado, durante sus movimientos diarios en busca de comida y agua. La liebre europea, en cambio, fue mucho más abundante en los cortafuegos que en los otros tipos de hábitats, lo cual sugiere que estos ambientes abiertos disturbados podrían estar funcionando también como hábitat para esta especies.

La vaca, por su parte, estuvo presente en gran parte del área de estudio, principalmente en sitios de vegetación nativa, pero también en una proporción considerable (50%) de las plantaciones. Su distribución en los distintos tipos de hábitats está directamente determinada por manejo que hace cada estancia, variando en el tiempo.

#### 4.4.4. Cambios en los artrópodos

Los órdenes de artrópodos estudiados mostraron una tendencia general a disminuir sus abundancias en las plantaciones respecto a la vegetación nativa. La alta variabilidad en los datos, sin embargo, no permitió poner en evidencia diferencias significativas entre los tipos de hábitats, para la mayoría de los órdenes. Esta alta variabilidad posiblemente esté asociada a cambios en el microhábitat entre sitios de un mismo tipo de hábitat. De todos modos, en términos de biomasa total de los seis ordenes estudiados, se obtuvieron valores mucho mayores en vegetación nativa que en plantaciones. Los

artópodos también presentaron una gran variabilidad en cortafuegos, si bien, la biomasa total fue similar a la registrada en vegetación nativa. Esto estaría indicando que los cortafuegos, en líneas generales, no generan cambios importantes en la disponibilidad de artrópodos.

Los órdenes más abundantes en términos de biomasa, los Hymenópteros (mayormente hormigas) y los Coleópteros, también resultaron ser considerablemente más abundantes en vegetación nativa y cortafuegos que en las plantaciones forestales. Estos resultados son consistentes con los de otros estudios llevados a cabo en la región, en los cuales se encontraron patrones similares de disminución de la abundancia en plantaciones de pino respecto a la vegetación nativa, tanto para los Hymenópteros (Corley *et al.* 2006) como los Coleópteros (Paritsis y Aizen 2008). El resto de los órdenes estudiados, si bien presentaron menores valores generales de biomasa, también fueron más abundantes en vegetación nativa que en plantaciones, excepto las larvas de Lepidóptera, que mostraron valores similares de biomasa en los tres tipos de hábitats.

Posiblemente esta disminución de la abundancia de artrópodos dentro de las plantaciones esté determinada por la homogenización de la estructura del hábitat, particularmente en lo referido a la escasa cobertura vegetal de los estratos inferiores, de la cual dependen fuertemente la mayoría de las especies de artrópodos epigeos (Cunningham *et al.* 2005, Oxbrough *et al.* 2005).

#### 4.4.5. Consideraciones finales

En síntesis, la diversidad de las principales presas de los carnívoros disminuyó debido al reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones, si bien, se observó un aumento de algunos ítems en particular. En el caso de los roedores y artrópodos (principales presas del zorro colorado, gato montés, y zorrino), las plantaciones tuvieron, en líneas generales, un efecto negativo sobre sus abundancias y diversidad. No se observaron cambios en la abundancia de la liebre, importante presa del zorro, el gato montés y el puma. Mientras que los grandes herbívoros exóticos (principales presas del puma, en términos de biomasa), no solo no se vieron afectados por el reemplazo de la vegetación, sino que en el caso del ciervo colorado y el jabalí, las abundancias aumentaron considerablemente en las plantaciones.

## CAPÍTULO 5

### RELACIONES ENTRE LOS CARNÍVOROS, SUS

### PRESAS, Y EL HÁBITAT ESTRUCTURAL<sup>6</sup>



---

<sup>6</sup> Los resultados de este capítulo contribuyeron a las siguientes publicaciones:

Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2011. Influences of pine plantations on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. *Mammalia* 75(3): 249-255.

Lantschner, M.V., V. Rusch y J.P. Hayes. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269: 271-278.

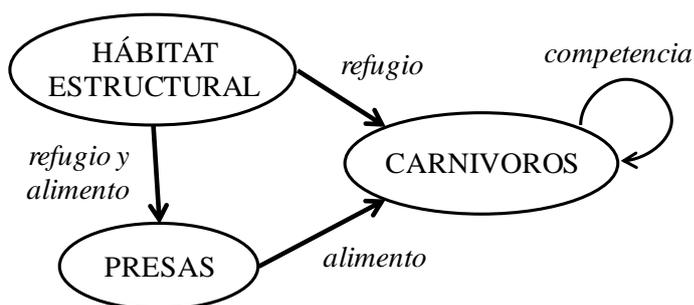
## 5.1. Introducción

En sistemas modificados por el hombre, es fundamental conocer los factores que determinan el uso del hábitat por parte de las especies, de modo de poder predecir y mitigar los posibles impactos de las actividades humanas sobre las mismas (Lindenmayer y Burgman 2005). En este contexto, es importante tener en cuenta que la selección del hábitat por parte de una especie animal ocurre a diferentes escalas jerárquicas. Según Johnson (1980) la selección se puede dividir en tres órdenes: en primero corresponde al rango geográfico de la especie (escala regional), en segundo al área de acción de un animal o un grupo social (escala de paisaje), y en tercero a la utilización de recursos dentro del rango de hogar (escala de sitio). Los niveles de selección de hábitat posibles de influenciar a través del manejo forestal, son los de segundo y tercer orden, a escala de sitio y de paisaje. Por esta razón, en este capítulo se focaliza en la selección del hábitat de las especies de carnívoros, a estas dos escalas.

Dentro de su rango de hogar, el patrón de uso del hábitat por parte de los animales está determinado principalmente por la disponibilidad de recursos tróficos y de refugio (Buskirk y Zielinski 2003, McComb 2008). A la vez, la capacidad de las especies de hacer el uso de dichos recursos puede estar influenciada también por la competencia con otras especies (Brown 1988). En este contexto, resulta de gran importancia conocer cómo los cambios en el uso de la tierra, modifican dichas interacciones de las especies con sus recursos y con otras especies.

En el caso de los mamíferos carnívoros, la disponibilidad del refugio está directamente determinada por las características del hábitat estructural, mientras que la disponibilidad del alimento está determinada por la abundancia de sus presas, las cuales a la vez también están influenciadas por el hábitat estructural (Figura 5.1). Por otro lado, tanto el hábitat estructural como la disponibilidad de presas, al modificar las abundancias de cada especie, pueden afectar también las relaciones interespecíficas dentro del ensamble los carnívoros (Linnell y Strand 2000). Las interacciones entre las especies de carnívoros pueden afectar sus hábitos y distribución, tanto por competencia por explotación (por ejemplo, por una alta superposición en sus dietas), como por competencia por interferencia (por ejemplo, ataques de individuos de especies de tamaño corporal mayor hacia los menores) (Palomares y Caro 1999, Linnell y Strand 2000). De este modo, los factores que determinan el uso del hábitat por parte de los carnívoros no son independientes, sino están relacionados entre sí. Por lo tanto, en el marco de los sistemas modificados por el hombre, manejando la estructura del hábitat se podría optimizar tanto la oferta de refugio como la oferta de presas para las especies de carnívoros, manteniendo así también el equilibrio en las interacciones dentro del ensamble.

Basado en la “hipótesis de la heterogeneidad del hábitat”, los hábitats estructuralmente más complejos pueden proveer más nichos y formas más diversas de explorar los recursos ambientales, y por lo tanto albergar una mayor diversidad de especies (MacArthur y Wilson 1967, Bazzaz 1975). En la mayoría de los hábitats, la comunidad vegetal determina la estructura física del ambiente, y por lo tanto, tiene una influencia considerable sobre la distribución e interacción de los animales (Tews *et al.* 2004). De esta manera, es de esperar que dentro de los paisajes forestados, la existencia de ambientes estructuralmente heterogéneos a distintas escalas espaciales, promueva la oferta de una mayor diversidad de recursos tróficos y de refugio para los carnívoros, favoreciendo por lo tanto su presencia.



**Figura 5.1.** Relaciones entre los factores determinantes del uso del hábitat por parte de los carnívoros. Las flechas indicaron cómo la abundancia y diversidad de presas determina la disponibilidad de alimento de los carnívoros. Mientras que las características del hábitat estructural determinan la disponibilidad de refugio de los carnívoros, así como también la disponibilidad de refugio y alimento de sus presas.

En los capítulos anteriores de esta tesis se demostró como las especies de carnívoros registradas hacen un uso diferencial de los distintos tipos de hábitats estudiados, siendo el gato montés la especie más sensible a la presencia de forestaciones, y el puma el menos afectado. A la vez, se demostró que la existencia de plantaciones ralas o cortafuegos dentro del paisaje forestado, favorece la presencia de varias de dichas especies (Capítulo 2). Se caracterizó estructuralmente a los distintos tipos de hábitat, demostrando a escala de sitio un gradiente de heterogeneidad de la vegetación, siendo máximo en la vegetación nativa y mínimo en las plantaciones densas, mientras que a escala de paisaje se encontró una mayor heterogeneidad de ambientes dentro del paisaje forestado respecto al nativo (Capítulo 3). Y finalmente, se demostró una disminución general de la oferta de las presas nativas dentro del paisaje forestado, y un aumento de las especies de herbívoros exóticos (Capítulo 4).

El objetivo general de este capítulo es estudiar cómo los cambios en la estructura del hábitat y la disponibilidad de recursos tróficos afectan el uso de hábitat de los carnívoros en el área de estudio. Los objetivos particulares son: a) identificar las principales variables que determinan el uso del hábitat de los carnívoros y de sus presas en paisajes forestados y nativos, particularmente aquellas factible de ser manejadas; b) generar modelos de hábitat para las especies de carnívoros y sus presas, que permitan predecir su presencia en los sistemas forestados.

## 5.2. Metodología

### 5.2.1. Relación entre presas y hábitat estructural

#### 5.2.1.1. *Pequeños mamíferos*

Se llevaron a cabo correlaciones de Spearman para determinar la relación entre las variables de hábitat y el número de capturas de *Abrothrix longipilis*, por ser la única especie con suficientes registros para obtener resultados robustos. Debido a que el rango de hogar de este roedor es muy acotado, de alrededor de 400 m<sup>2</sup> (Agüero y Simonetti 1988), únicamente se incluyeron variables de sitio, particularmente aquellas que han

sido identificadas como importantes sobre el uso de hábitat de esta especie en trabajos preexistentes (Pearson 1983, Lozada *et al.* 2000, Saavedra y Simonetti 2005a). Las variables utilizadas fueron: cobertura herbácea, cobertura de suelo desnudo, riqueza herbácea, cobertura arbustiva, riqueza arbustiva, cobertura arbórea.

#### 5.2.1.2. *Herbívoros medianos y grandes*

Se llevaron a cabo correlaciones de Spearman la abundancia relativa de cada especie y las variables de hábitat estructural, a escala de sitio y de paisaje. Dichas correlaciones se realizaron únicamente para las especies silvestres (ciervo colorado, jabalí, y liebre europea), excluyendo a los animales domésticos (vaca), ya que la distribución de estos está altamente influenciada por el manejo humano, y no por las características del hábitat.

#### 5.2.1.3. *Artrópodos*

Se llevaron a cabo correlaciones de Spearman entre los valores de biomasa de cada uno de los órdenes de artrópodos registrados y las variables de hábitat estructural consideradas relevantes. Al igual que en el caso de los roedores, dado que los artrópodos presentan actividades muy acotadas en el espacio, se incluyeron únicamente variables a escala de sitio (cobertura herbácea, de suelo desnudo, arbustiva, y arbórea, y riqueza herbácea y arbustiva).

#### 5.2.2. Relación entre carnívoros y hábitat estructural

Se llevaron a cabo correlaciones de Spearman entre la abundancia de las especies de carnívoros estimada a partir de las trampas cámara, y las variables de hábitat a escala de sitio y de paisaje, para cada uno de los sitios muestreados.

#### 5.2.3. Relación de los carnívoros entre sí, y con sus presas

Se exploró la existencia de interacciones negativas entre especies de tamaños corporales contrastantes. Para esto, se correlacionó la abundancia relativa del puma, con la de cada una de las otras tres especies (zorro colorado, gato montés y zorrino), y por otro lado se correlacionó la abundancia relativa del zorro colorado, con la del gato montés y del zorrino. Para dichas correlaciones se utilizaron únicamente los datos de sitios en los que estuviera presente al menos una de las dos especies, eliminando los sitios en los que ambas especies comparadas estuvieron ausentes, los cuales no aportan información de la posible interacción entre especies.

Por otro lado, se llevaron a cabo correlaciones de Spearman entre el número de visitas de las especies de carnívoros registradas mediante las trampas cámara, y la abundancia relativa de sus posibles presas, para los sitios en los que fue muestreada cada una. En el caso de los herbívoros silvestres medianos y grandes se utilizaron los datos registrados mediante las trampas cámaras, representados por 69 sitios. En el caso de los roedores, se emplearon los datos de abundancia estimados mediante trampas

Sherman, totalizando 17 sitios. Para los artrópodos se utilizaron los datos de muestreos mediante trampas de caída, totalizando 15 sitios.

#### 5.2.4. Modelos de hábitat

Se generaron modelos de hábitat de regresión logística múltiple para las especies, tanto de carnívoros como presas, para las cuales se obtuvieron suficientes datos en sitios muestreados, considerando como mínimo la presencia en el 30% de los sitios. Entre las especies de carnívoros, la única con suficientes datos fue el zorro colorado, mientras que entre las presas, el ciervo colorado, el jabalí, y la liebre europea. Como variable respuesta para el modelo de hábitat se utilizaron los datos de presencia/ ausencia de las especies, en cada uno de los sitios muestreados mediante trampas cámara.

Se evaluó si existe autocorrelación espacial entre los datos de presencia / ausencia de las especies, mediante el programa estadístico “Programita” (Wiegand y Moloney 2004). Para esto se analizó el patrón de distribución de puntos mediante el método O-ring (Wiegand y Moloney 2004). En primer lugar se determinó el ancho de celda más adecuado para evaluar la autocorrelación espacial, lo cual define la resolución del análisis. El ancho de celda seleccionado fue de 1 km, por ser un tamaño biológicamente relevante y presentar un nivel de autocorrelación aceptable (Moran's  $I < \pm 0,5$ ) (Figura 5.2).

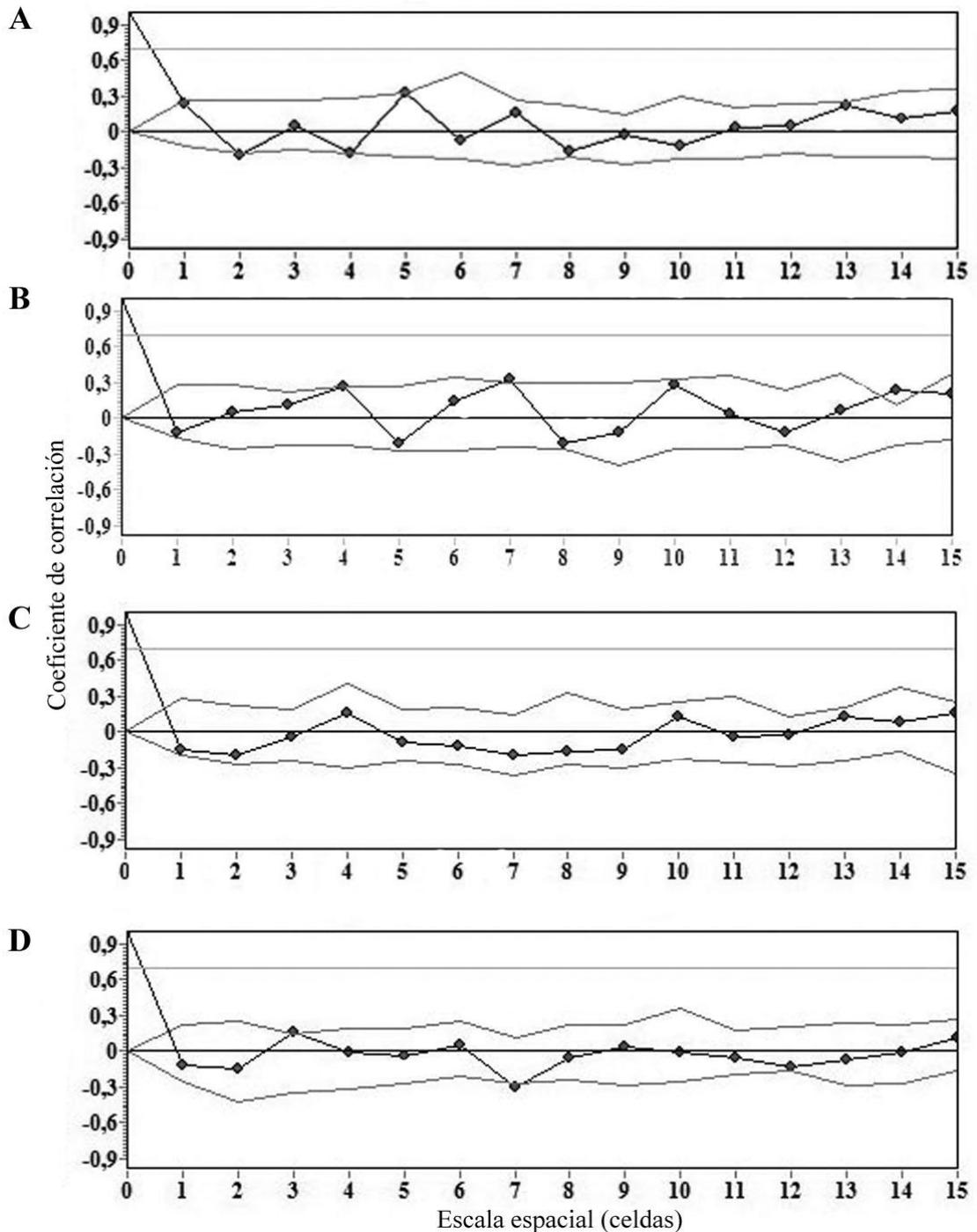
Posteriormente se analizó el patrón de puntos de datos de presencia/ausencia para cada especie, de modo de averiguar si existe un patrón de “atracción” o “repulsión” de los datos, a alguna escala espacial. Para esto se utilizó el estadístico O-ring (Wiegand-Moloney), el cual utiliza una función  $g_{12}(r)$  para analizar la correlación espacial entre dos patrones (presencias y ausencias en este caso), mediante anillos de radio  $r$ . Se utilizó el modelo nulo de “random labeling”, el cual mantiene constante la posición de los puntos, pero altera las clases (debido a que la distribución de los puntos de muestreo no es homogénea en todo el área de estudio, sino que está acotada a los valles).

Para estimar los intervalos de confianza se realizaron 99 simulaciones. Se utilizó un ancho de anillo de 2 celdas, de modo de tener un balance entre una escala espacial detallada y anillos muy angostos mediante los cuales se generan gráficos muy irregulares, debido a que no caen suficientes puntos en las diferentes clases de distancia (Wiegand 2004).

Se realizaron correlaciones de Spearman entre los datos de presencia / ausencia de cada una de las especies y las variables de hábitat, para determinar las variables *a priori* más relacionadas con la presencia de dicha especie. Se incluyeron tanto las variables de vegetación a escala de sitio y de paisaje, y en el caso del zorro colorado también la abundancia relativa de presas para las que se tenían datos en todos los sitios muestreados con trampas cámara. Se seleccionaron las variables que presentaron una correlación significativa ( $\alpha = 0,05$ ). En el caso de las variables de paisaje medidas a diferentes escalas (500, 1000, y 2000 m), se seleccionó únicamente la variable para una de las tres escalas, tomando como criterio de selección el mayor coeficiente de correlación.

A partir de las variables de hábitat y los datos de presencia/ ausencia de cada especie, se realizaron modelos de regresión logística. La regresión logística es una forma de regresión utilizada cuando la variable dependiente es dicotómica (presencia/ ausencia en este caso) y la variable independiente es de cualquier tipo. De este modo, la regresión

logística estima la probabilidad de que un cierto evento ocurra (variable dependiente) en base a variables independientes continuas y/o categóricas, y determina el porcentaje de varianza de la variable dependiente explicada por las independientes. La ventaja de la regresión logística, a diferencia de la regresión lineal, es que no asume una relación de linealidad entre las variables independientes y la dependiente, no requiere variables distribuidas normalmente, y no asume homoestabilidad de las variables.



**Figura 5.2.** Coeficiente de autocorrelación espacial de los datos de presencia/ausencia para cada una de las especies, a diferentes escalas espaciales. 1 celda ( $r$ ) = 1 km. A) zorro colorado, B) ciervo colorado, C) jabalí, D) liebre europea.

Para llevar a cabo los modelos de regresión logística, inicialmente se ingresaron todas las variables de hábitat, y se utilizó el criterio de “pasos hacia atrás” (*backward*) tomando como indicador el estadístico de Wald, para eliminar sucesivamente las variables con peor ajuste en el modelo. De este modo se generaron varios modelos para cada especie, cada uno con una variable menos. Se probó el ajuste de cada modelo, mediante la prueba de bondad de ajuste de Hosmer y Lemenshow. Posteriormente se seleccionó para cada especie, el modelo con mejor ajuste utilizando el criterio de Akaike (AIC).

### 5.2.5. Análisis multivariado

Mediante un Análisis de Correspondencia Canónico (CCA) se evaluó la relación entre la distribución de las especies para las cuales se obtuvieron datos mediante las trampas cámara y las variables de hábitat asociadas a los distintos sitios. Se llevó a cabo un análisis utilizando las variables de sitio, y otro mediante las variables de paisaje. El CCA se trata de una extensión del Análisis de Correspondencia, el cual a diferencia de este último, permite relacionar de modo directo la variación en la composición de la comunidad con la variación ambiental, al incorporar correlaciones y regresiones entre los datos de las especies y las variables ambientales dentro del mismo análisis de ordenamiento (ter Braak 1995).

Para cada CCA se incluyeron los datos de número de visitas de cada especie, en los 69 sitios muestreados. En cuanto a las variables de hábitat, se incluyeron únicamente aquellas correlacionadas significativamente con alguna de las especies. En el caso de las variables de paisaje, debido a la alta colinealidad entre los valores de la misma variable medida a distintas escalas, se utilizó únicamente el dato de una escala por variable, seleccionándose aquella más correlacionada con las especies. Para cada análisis, se llevó a cabo un análisis de permutación de Monte Carlo para determinar la significancia de los resultados del ordenamiento.

## 5.3. Resultados

### 5.3.1. Relación entre presas y hábitat estructural

#### 5.3.1.1. *Pequeños mamíferos*

La abundancia de *Abrothrix longipilis* estuvo correlacionada con la cobertura del estrato herbáceo y la riqueza de especies del estrato arbustivo, y en menor grado ( $p < 0,100$ ) también la cobertura arbustiva (Cuadro 5.1). Mientras que por otro lado, la cobertura de suelo desnudo, la riqueza de especies herbáceas, la cobertura arbórea no resultaron estar relacionadas con la abundancia de *A. longipilis*.

**Cuadro 5.1.** Coeficientes de la correlación de Spearman del número de capturas por sitio de *Abrothrix longipilis* con las variables de hábitat estructural. \*  $p < 0,1$ ; \*\*  $p < 0,05$ .

Especie	COBH	COBSD	RIQH	COBAU	RIQAU	COBAO
<i>A. longipilis</i>	0,61**	-0,03	0,30	0,46*	0,59**	-0,09

5.3.1.2. *Herbívoros medianos y grandes*

Las especies de herbívoros silvestres medianos y grandes presentaron correlaciones con distintas variables, tanto a escala de sitio como de paisaje (Cuadro 5.2).

**Cuadro 5.2.** Coeficientes de correlación de Spearman entre el número de visitas de las especies de herbívoros silvestres y las variables de hábitat estructural a escala de sitio y de paisaje, para los 69 sitios muestreados mediante trampa cámara. \*  $p < 0,1$  \*\*  $p < 0,05$  \*\*\*  $p < 0,001$ .

		<b>Ciervo colorado</b>	<b>Jabalí</b>	<b>Liebre europea</b>
	COBH	-0,12	-0,18	-0,04
	COBSD	-0,1	0,08	0,32***
	RIQH	-0,31***	-0,20*	-0,12
	COBAU	-0,38***	-0,28**	-0,22*
	RIQAU	-0,39***	-0,23*	-0,22*
	COBAO	0,17	0,13	-0,28**
	DENAO	0,19	0,21*	-0,28**
	ABASAL	0,2	0,18	-0,26**
	PEND	-0,47***	-0,25**	-0,13
	DistRA	-0,05	0,07	0,11
	DistRoq	0,31**	0,15	0,05
	DistZA	-0,30**	-0,24**	-0,13
	DistRC	0,07	-0,01	0,01
Npar	0,5k	-0,02	-0,05	-0,2
	1k	0,07	0,07	-0,15
	2k	0,14	0,07	-0,05
PpCi/Es	0,5k	-0,42***	-0,19	-0,20*
	1k	-0,31**	-0,15	-0,12
	2k	-0,26**	-0,13	-0,17
PpÑir	0,5k	-0,41***	-0,28**	-0,09
	1k	-0,34***	-0,27**	0,05
	2k	-0,09	0,02	0,13
PpPl	0,5k	0,46***	0,29**	0,18
	1k	0,39***	0,22*	0,06
	2k	0,37***	0,13	0,02
PpLeng	0,5k	-0,13	-0,12	0,21*
	1k	-0,14	-0,04	0,03
	2k	-0,02	0	0,17
PpVeAl	0,5k	-0,08	-0,17	0,23*
	1k	-0,02	-0,09	0,19
	2k	-0,05	-0,05	0,06
TMPCiEs	0,5k	-0,44***	-0,19	-0,14
	1k	-0,39***	-0,25**	-0,06
	2k	-0,31***	-0,12	-0,09
TMPÑir	0,5k	-0,34***	-0,21*	-0,03
	1k	-0,21*	-0,13	0,04
	2k	0,04	0,06	0,04
TMPPI	0,5k	0,35***	0,37***	0,08
	1k	0,26**	0,25**	0,08
	2k	0,16	0,07	-0,07

El ciervo colorado y el jabalí mostraron patrones similares de asociación a las variables de hábitat. A escala de sitio, ambas especies estuvieron correlacionadas con la riqueza herbácea, la cobertura y riqueza arbustiva, y la pendiente dominante.

A escala de paisaje, el ciervo colorado y el jabalí estuvieron correlacionados con la distancia a zonas antropizadas, así como a la proporción de área cubierta por ñire y por plantación, y el tamaño medio de parche de bosque de ciprés – estepa, ñire, y plantación. El ciervo también estuvo correlacionado con la distancia a roquedales y la proporción de área cubierta por bosque de ciprés - estepa.

La liebre europea, a escala de sitio, estuvo correlacionada positivamente con la cobertura de suelo desnudo, y negativamente con la cobertura y riqueza arbustiva, la cobertura y densidad arbórea, y el área basal. Mientras que a escala de paisaje, estuvo levemente correlacionada de forma positiva con la proporción de área cubierta por lenga y vegetación de altura; y de forma negativa con la proporción de área cubierta por bosque de ciprés - estepa.

### 5.3.1.3. Artrópodos

La biomasa total de cada orden de artrópodos registrado estuvo correlacionada con distintas variables de hábitat (Cuadro 5.3). El orden Scorpionida estuvo positivamente correlacionado con la cobertura herbácea, y negativamente con la cobertura arbórea. El orden Aranae mostró correlaciones positivas con la cobertura herbácea, y también levemente con la cobertura de suelo desnudo y la cobertura arbustiva.

**Cuadro 5.3.** Coeficientes de correlación de Spearman entre los valores de biomasa por sitio de los distintos órdenes de Artrópodos y las variables de hábitat estructural a escala de sitio, para los 15 sitios muestreados mediante trampas de caída. \*  $p < 0,1$  \*\*  $p < 0,05$  \*\*\*  $p < 0,001$

Orden	COBH	COBSD	RIQH	COBAU	RIQAU	COBAO
Scorpionida	0,57**	0,33	0,15	0,39	0,05	-0,50*
Aranae	0,54**	0,49*	0,38	0,46*	0,31	-0,43
Orthoptera	0,44	0,60**	0,19	0,37	0,38	-0,58**
Coleoptera	0,40	0,38	0,19	0,20	0,47*	-0,62**
Lepidoptera (larva)	-0,23	-0,30	0,04	-0,17	0,02	0,03
Hymenoptera	0,69***	0,55**	0,29	0,54**	0,18	-0,49*

El orden Orthoptera estuvo correlacionado positivamente con la cobertura de suelo desnudo y negativamente con la cobertura arbórea. El orden Coleoptera estuvo correlacionado negativamente con la cobertura arbórea y levemente de forma positiva con la riqueza arbustiva. El orden Hymenoptera estuvo positivamente correlacionado con la cobertura herbácea, de suelo desnudo y arbustiva, y levemente correlacionado en forma negativa con la cobertura arbórea.

### 5.3.2. Relación entre carnívoros y hábitat estructural

En el Cuadro 5.4 se indican las variables de hábitat estructural, tanto a escala de sitio como de paisaje, correlacionadas con cada una de las especies de carnívoros estudiados.

**Cuadro 5.4.** Coeficientes de correlación de Spearman entre el número de visitas de las especies de carnívoros y las variables de hábitat estructural a escala de sitio y de paisaje, para los 69 sitios muestreados mediante trampas cámara. \*  $p < 0,1$  \*\*  $p < 0,05$  \*\*\*  $p < 0,001$ .

		<b>Zorro</b>	<b>Zorrino</b>	<b>Puma</b>	<b>Gato montes</b>
COBH		0,26**	-0,04	-0,06	0,05
COBSD		0,19	0,21*	0,10	0,29**
RIQH		0,32***	0,13	0,10	-0,04
COBAU		0,11	0,20	-0,19	0,16
RIQAU		0,07	0,13	0,01	0,10
COBAO		-0,34***	-0,11	0,05	-0,32***
DENAO		-0,33***	-0,11	0,08	-0,34***
ABASAL		-0,30**	-0,15	0,02	-0,33***
PENDO		0,22*	0,15	-0,16	0,05
DistRA		-0,04	0,04	0,13	-0,02
DistRoq		-0,31***	-0,11	0,20*	-0,04
DistZA		0,30**	0,20	-0,03	0,19
DistRC		0,01	0,00	0,02	0,03
Npar	0.5k	0,06	-0,09	-0,16	-0,20*
	1k	-0,16	-0,17	-0,03	-0,14
	2k	-0,10	-0,10	-0,09	-0,01
PpCi/Es	0.5k	0,35***	0,25**	0,02	0,10
	1k	0,32***	0,17	0,07	0,15
	2k	0,18	0,12	0,20	0,13
PpÑir	0.5k	0,20	0,11	-0,09	0,09
	1k	0,17	0,18	-0,11	0,21*
	2k	0,15	-0,04	-0,17	-0,14
PpPl	0.5k	-0,44***	-0,19	0,15	-0,04
	1k	-0,42***	-0,19	0,03	-0,07
	2k	-0,28**	-0,14	-0,09	-0,05
PpLeng	0.5k	0,19	-0,06	-0,07	-0,05
	1k	0,02	0,03	-0,12	-0,04
	2k	-0,01	0,01	-0,22*	-0,16
PpVeAl	0.5k	0,28**	-0,08	-0,09	-0,07
	1k	0,34***	0,01	-0,18	-0,05
	2k	0,16	0,04	-0,24**	-0,12
TMPCiEs	0.5k	0,34***	0,24**	-0,03	0,03
	1k	0,38***	0,18	-0,06	0,04
	2k	0,21*	0,12	0,16	0,07
TMPÑir	0.5k	0,16	0,12	-0,01	0,12
	1k	0,11	0,31***	0,02	0,17
	2k	0,11	0,14	-0,01	-0,08
TMPPI	0.5k	-0,40***	-0,22*	0,23*	-0,03
	1k	-0,46***	-0,05	0,37***	0,01
	2k	-0,27**	-0,01	0,30**	0,03

El zorro colorado, a escala de sitio, estuvo correlacionado positivamente con la cobertura y riqueza herbácea, y levemente con la pendiente dominante; y negativamente con la cobertura y densidad arbórea, y el área basal. Mientras que a escala de paisaje estuvo correlacionado positivamente con la distancia a zonas antrópicas, proporción de área cubierta por bosque de ciprés - estepa, y por vegetación de altura, y tamaño medio de parche de bosque de ciprés - estepa; y negativamente con la distancia a roquedales, proporción de área cubierta por plantación, y tamaño medio de parche de plantación.

El zorrino estuvo correlacionado positivamente con la cobertura de suelo desnudo, la proporción de área de bosque de ciprés - estepa, el tamaño medio de parche de bosque de ciprés - estepa y de ñire; y negativamente con el tamaño medio de parche de plantación. El puma únicamente mostró una correlación positiva con la distancia a roquedales. El gato montés, por último, a escala de sitio estuvo correlacionado positivamente con la cobertura de suelo desnudo, y negativamente con la cobertura y densidad arbórea, y el área basal. Mientras que a escala de paisaje estuvo positivamente correlacionado con la proporción de área cubierta con ñire, y negativamente con el número de parches.

### 5.3.3. Relación de los carnívoros entre sí, y con sus presas

En el Cuadro 5.5 se muestran los resultados de las correlaciones de cada especie de carnívoro, con sus posibles presas. De las presas consumidas por el zorro colorado, la única con la cual se encontró una correlación leve ( $p < 0,1$ ) fue la liebre europea. En el caso del zorrino, también se encontró una correlación leve con la abundancia relativa de artrópodos. El puma mostró una correlación positiva con la abundancia del jabalí y negativa con la presencia de vaca. Mientras que el gato montés estuvo positivamente correlacionado con la abundancia de liebre.

En lo que respecta a las relaciones entre las especies de carnívoros de tamaños corporales contrastantes, se encontraron correlaciones negativas significativas entre el número de visitas del puma y de las tres otras especies registradas (zorro colorado:  $CC = -0,573$ ,  $p < 0,00001$ ,  $N = 52$ ; zorrino:  $CC = -0,600$ ,  $p < 0,002$ ,  $N = 23$ ; y gato montés:  $CC = -0,579$ ,  $p < 0,004$ ,  $N = 23$ ). Por otro lado, no se encontraron correlaciones significativas entre el número de visitas del zorro colorado, y el gato montés ( $CC = -0,206$ ,  $p < 0,157$ ,  $N = 49$ ), ni tampoco entre el zorro y el zorrino ( $CC = -0,263$ ,  $p < 0,071$ ,  $N = 48$ ), si bien en este último caso, se observó una fuerte tendencia a la existencia de una relación negativa entre ambas.

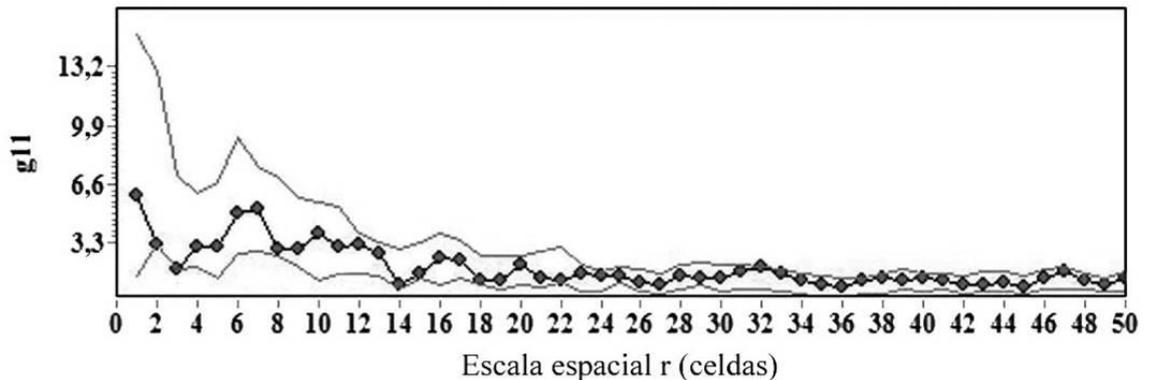
**Cuadro 5.5.** Correlaciones de Spearman entre el número de visitas de las especies de carnívoros y de sus posibles presas. Entre paréntesis se indican el número de sitios considerados para cada especie. CC: coeficiente de correlación. \*  $p < 0,1$  \*\*  $p < 0,05$  \*\*\*  $p < 0,001$ .

	Ciervo colorado (N=69)	Vaca (N=69)	Jabalí (N=69)	Liebre (N=69)	Roedores (N=17)	Artrópodos (N=15)
Puma	0,140	-0,27**	0,34***	0,02	0,19	
Zorro colorado			-0,07	0,19*	0,16	
Gato montes				0,36***	-0,16	
Zorrino				0,18	-0,03	0,44*

### 5.3.4. Modelos de hábitat

#### 5.3.4.1. Zorro colorado

El análisis de patrón de puntos de los datos de presencia/ausencia del zorro colorado indican que no existe un patrón de atracción ni de repulsión de los sitios a ninguna de las escalas espaciales estudiadas, dado que los valores se encuentran dentro de los límites de confianza del modelo nulo el cual supone un patrón de distribución homogéneo de los datos (Figura 5.3).



**Figura 5.3.** Análisis de autocorrelación espacial de los datos de presencia del zorro colorado, mediante el método O-ring (Wiegand-Moloney), el modelo nulo de “random labeling”, y un ancho de anillo de 2 celdas.

Del total de las variables de hábitat medidas, 8 estuvieron significativamente correlacionadas con la presencia del zorro colorado: riqueza herbácea ( $\rho = 0,26$   $p < 0,034$ ), densidad arbórea ( $\rho = -0,26$   $p < 0,034$ ), área basal ( $\rho = -0,243$   $p < 0,044$ ), pendiente dominante ( $\rho = 0,25$   $p < 0,042$ ), distancia a roquedal ( $\rho = -0,29$   $p < 0,018$ ), tamaño medio de parche de plantación a escala de 1 km ( $\rho = -0,29$   $p < 0,014$ ), proporción del área con bosque de ciprés – estepa a escala de 0,5 km ( $\rho = -0,31$   $p < 0,009$ ), y abundancia relativa de liebre europea ( $\rho = 0,26$   $p < 0,033$ ).

A partir de dichas variables se generaron cinco modelos de regresión logística múltiple (Cuadro 5.6), mostrando todos un ajuste adecuado, en base a la prueba de bondad de ajuste de Hosmer y Lemenshow. El modelo seleccionado en base al índice AIC (Cuadro 5.6) fue el compuesto por las variables: riqueza herbácea, abundancia de liebre, porcentaje del área ocupada por bosque de ciprés / estepa dentro de la parcela de 0,5 km de radio, y tamaño medio de parche de plantación dentro de la parcela de 1 km de radio. En el Cuadro 5.7 se indican los parámetros correspondientes a dicho modelo.

A continuación se detalla la función resultante del modelo seleccionado:

$$\text{Logit}(P) = -0,442 + (3,983 X_{\text{Liebre}}) + (0,109 X_{\text{RIQH}}) - (0,040 X_{\text{TMPPlant1k}}) + (1,934 X_{\text{PpCIEs 0,5k}})$$

**Cuadro 5.6.** Variables incluidas en los distintos modelos de regresión logística realizados, y valores de ajuste de cada modelo, para el zorro colorado. %PCC: porcentaje presencias correctamente clasificadas, %ACC: porcentaje ausencias correctamente clasificadas, %OCC: porcentaje observaciones correctamente clasificadas.

Modelo	Variabes	AIC	$\Delta$ AIC	%PCC	%ACC	%OCC
1	Liebre + RIQH + TMPPI1k + PpCiEs0,5k	74,37	0	87,5	52,4	76,8
2	Liebre + RIQH + TMPPI1k + PpCiEs0,5k + DistRoq	75,17	0,8	87,5	57,1	78,3
3	Liebre + RIQH + TMPPI1k + PpCiEs0,5k + DistRoq + DENAO	75,61	1,2	87,5	52,4	76,8
4	Liebre + RIQH + TMPPI1k + PpCiEs0,5k + DistRoq + DENAO + PENDO	77,06	2,7	85,4	57,1	76,8
5	Liebre + RIQH + TMPPI1k + PpCiEs0,5k + DistRoq + DENAO + PENDO + ABASAL	79,06	4,7	85,4	57,1	76,8

**Cuadro 5.7.** Parámetros y estadísticos del modelo seleccionado.

Parámetro	$\beta$	Error estándar	$\chi^2$ de Wald	gl	p
Liebre	3,983	1,927	4,273	1	0,039
RIQH	0,109	0,067	2,681	1	0,102
TMPPIant1k	-0,040	0,026	2,321	1	0,128
PpCiEs 0,5k	1,934	1,400	1,908	1	0,167
Constante	-0,442	0,775	0,326	1	0,568

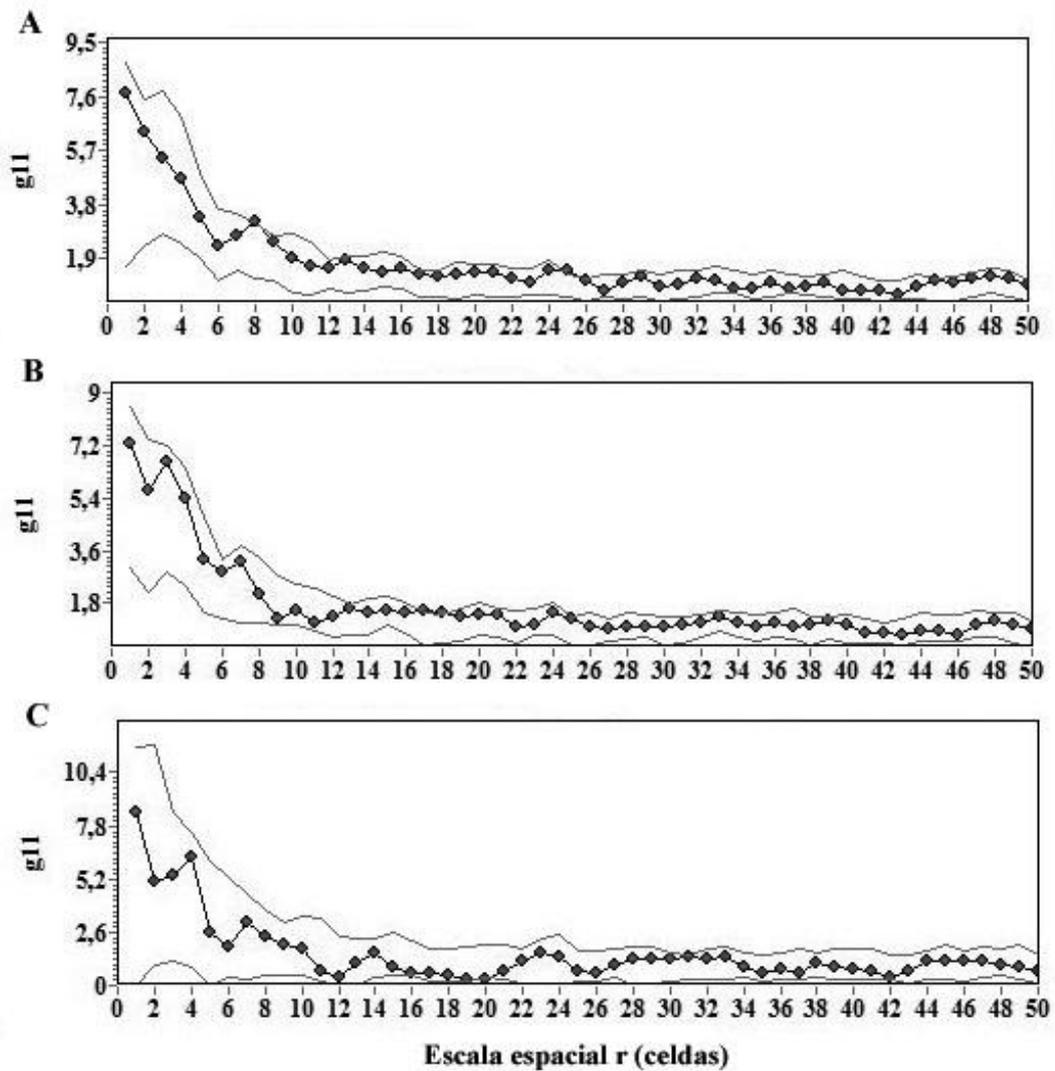
#### 5.3.4.2. Medianos y grandes herbívoros

El análisis de patrón de puntos de los datos de presencia/ausencia de las tres especies de herbívoros indican que no existe un patrón agregado de los sitios a ninguna de las escalas espaciales estudiadas, dado que los valores se encuentran dentro de los límites de confianza del modelo nulo el cual supone un patrón de distribución homogéneo de los datos (Figura 5.4).

Para el ciervo colorado, en el modelo de regresión logística se incluyeron inicialmente 5 variables, 3 de escala de sitio y 2 de escala de paisaje (Cuadro 5.8). El modelo con mejor ajuste (Cuadro 5.9) incluyó a 2 de estas variables: riqueza arbustiva y área de plantaciones en la parcela de 0,5 km de radio. El modelo predice un 75,36% de las ocurrencias correctamente.

Modelo para el ciervo colorado:

$$\text{Logit}(P) = 0,065 - (0,198 X_{\text{RIQAU}}) + (2,803 X_{\text{PpPI0,5k}})$$



**Figura 5.4.** Análisis de autocorrelación espacial de los datos de presencia de las especies de mamíferos herbívoros, mediante el método O-ring, el modelo nulo de “random labeling”, y un ancho de anillo de 2 celdas. A) ciervo colorado, B) jabalí, C) liebre.

En el caso del jabalí, inicialmente se seleccionaron 5 variables, 2 de escala de sitio y 3 de escala de paisaje (Cuadro 5.8). En el modelo con mejor ajuste (Cuadro 5.9) se incluyeron 3 de estas variables: cobertura arbustiva, área de bosque y matorral de ñire en la parcela de 0,5 km de radio, y tamaño medio de parche de plantación en la parcela de 0,5 km de radio. Este modelo explicó correctamente el 72,46 % de las observaciones.

Modelo para el jabalí:

$$\text{Logit}(P) = 0,584 - (0,022 X_{\text{COBAU}}) - (4,779 X_{\text{PpÑir},0,5k}) + (0,045 X_{\text{TMPPI},0,5k})$$

Para la liebre europea se seleccionaron inicialmente 5 variables, 4 a escala de sitio y 1 a escala de paisaje (Cuadro 5.8). El modelo con mejor ajuste (Cuadro 5.9) incluyó dos de estas variables: cobertura arbustiva y cobertura arbórea. Este modelo explicó correctamente el 66,67% de las observaciones.

Modelo para la liebre europea:

$$\text{Logit}(P) = 0,651 - (0,047 X_{\text{COBAU}}) - (0,015 X_{\text{COBAO}})$$

**Cuadro 5.8.** Variables incluidas en los distintos modelos de regresión logística realizados para los herbívoros silvestres, y valores de ajuste de cada modelo. %PCC: porcentaje presencias correctamente clasificadas, %ACC: porcentaje ausencias correctamente clasificadas, %OCC: porcentaje observaciones correctamente clasificadas. Para descripción de las variables ver Cuadro 3.1 y Cuadro 3.2.

Especie	Modelo	Variables	AIC	$\Delta$ AIC	%PCC	%ACC	%OCC
Ciervo colorado	1	PpPI0,5k + RIQAU	80,11	0	82,50	65,52	75,36
	2	PpPI0,5k + RIQAU +RIQH	82	1,89	82,50	65,52	75,36
	3	PpPI0,5k + RIQAU +RIQH + PpCiEs0,5k	83,96	3,85	82,50	65,52	75,36
	4	PpPI0,5k + RIQAU +RIQH + PpCiEs0,5k + COBAU	85,95	5,84	82,50	65,52	75,36
Jabalí	1	COBAU + PPÑiR 0,5k + MPSPi0.5k	87,27	0	78,95	64,52	72,46
	2	COBAU + PPÑiR 0,5k	87,27	0	78,95	54,84	68,12
	3	COBAU + PPÑiR 0,5k + MPSPi0.5k + RIQAU	88,08	0,81	84,21	61,29	73,91
	4	COBAU + PPÑiR 0,5k + MPSPi0.5k + RIQAU + TMPCiEs1k	90,08	2,81	84,21	61,29	73,91
Liebre europea	1	COBAU + COBAO	87,92	0	32,00	86,36	66,67
	2	COBAU + COBAO +PpCiEs0,5k	88,56	0,64	40,00	88,64	71,01
	3	COBAU + COBAO +PpCiEs0,5k + COBSD	89,84	1,92	40,00	84,09	68,12
	4	COBAU + COBAO +PpCiEs0,5k + COBSD + DENAO	91,83	3,91	40,00	84,09	68,12

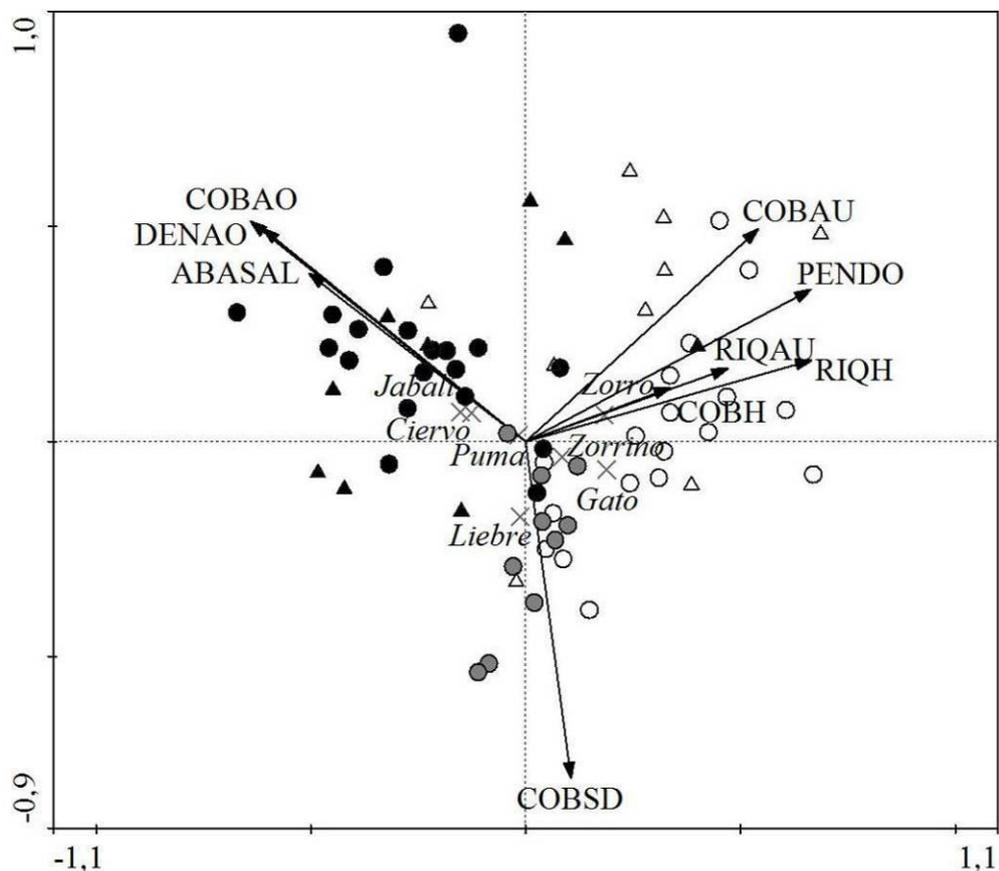
**Cuadro 5.9.** Parámetros y estadísticos del modelo de regresión logística con mejor ajuste (AIC) para cada una de las especies de herbívoros silvestres.

Especie	Parámetro	$\beta$	Error estándar	$\chi^2$ de Wald	p
Ciervo colorado	PpPI 0,5k	2,803	0,927	9,144	0,002
	RIQAU	-0,198	0,092	4,616	0,032
	Constante	0,065	0,736	0,008	0,929
Jabalí	RIQAU	-0,022	0,016	1,798	0,180
	PrÑi 0,5k	-4,779	2,854	2,804	0,094
	TMPPi 0,5k	0,045	0,036	1,619	0,203
Liebre europea	Constante	0,584	0,642	0,827	0,363
	COBAU	-0,047	0,020	5,394	0,020
	COBAO	-0,015	0,008	3,802	0,051
	Constante	0,651	0,510	1,628	0,202

### 5.3.5. Análisis multivariado

El Análisis de Correspondencia Canónica para los carnívoros y herbívoros silvestres, utilizando como variables ambientales las variables de sitio, explicó un 28,2% de la varianza de los datos. De esta varianza explicada, el 52,4% fue explicada por el primer eje y el 30% por el segundo eje. La varianza total de las especies explicada por este modelo resultó ser significativa (Monte Carlo:  $F = 2,48$   $p < 0,002$ ).

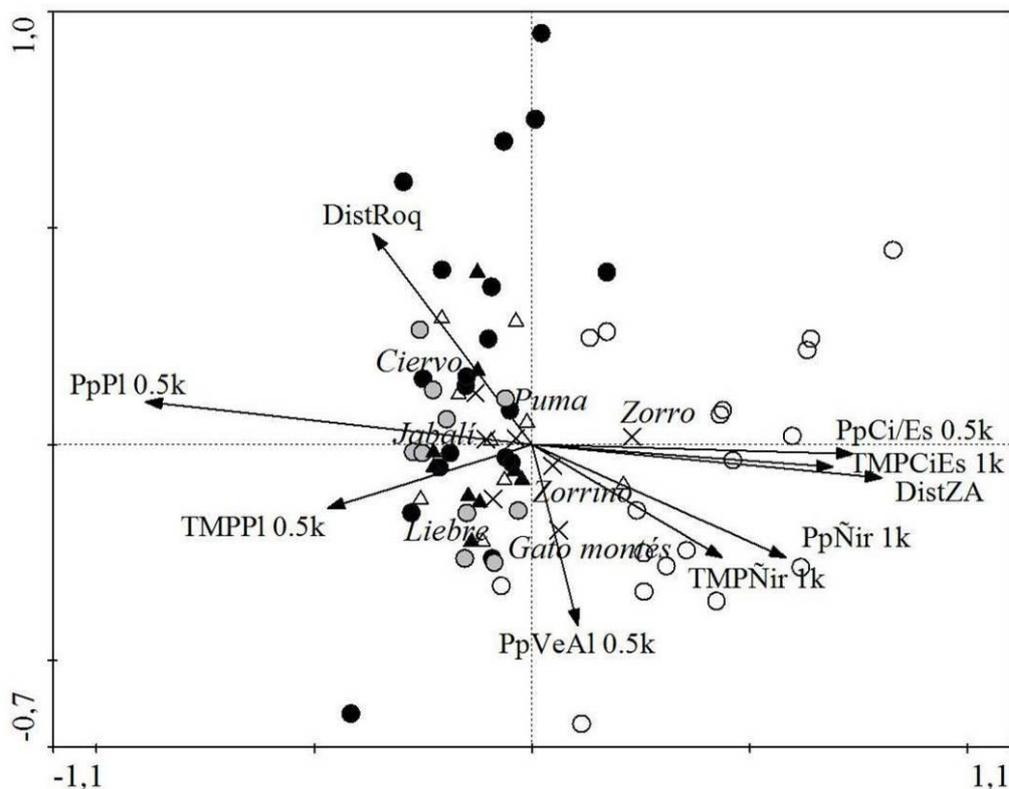
El eje 1 del diagrama del CCA separa a los sitios en un gradiente que va de las plantaciones densas y plantaciones ralas agrupadas en el extremo negativo, pasando por los cortafuegos en el centro, y los sitios de vegetación nativa continua y remanentes hacia el extremo positivo del eje (Figura 5.5). El ciervo colorado y el jabalí se encuentran dispuestos cerca de los sitios de plantaciones; el puma se encuentra en el centro del diagrama, sin observarse una asociación particular a ningún tipo de hábitat; la liebre europea se encuentra asociada a los sitios de cortafuego; mientras que el zorro colorado, el zorrino, y el gato montés están principalmente asociados a los sitios de vegetación nativa.



**Figura 5.5.** Diagrama del Análisis de Correspondencia Canónico para las especies registradas mediante las trampas cámara, utilizando como variables ambientales las variables de hábitat a escala de sitio. Se grafican los sitios con distintos símbolos en base al tipo de hábitat: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (◐), remanente de vegetación nativa (△), plantación rala (▲). Las especies se indican con una cruz.

Las variables de hábitat más correlacionadas con el primer eje fueron la riqueza herbácea (CC = 0,47), la pendiente dominante (CC = 0,47), la cobertura arbórea (CC = -0,45) y la densidad arbórea (CC = -0,43). Mientras que el segundo eje se correlacionó principalmente con la cobertura de suelo desnudo (CC = -0,50), la cobertura arbórea (CC = 0,33), la densidad arbórea (CC = 0,32), y la cobertura arbustiva (CC = 0,32).

El Análisis de Correspondencia Canónico en el cual se incluyeron como variables ambientales las variables de paisaje, explicó un 31,6% de la varianza de los datos, porcentaje similar al análisis realizado con las variables de sitio. El 61,5% de dicha varianza fue explicada por el primer eje, mientras que el segundo eje explicó un 20,7%. La varianza total de las especies explicada por este modelo fue significativa (Monte Carlo:  $F = 2,95$   $p < 0,002$ ).



**Figura 5.6.** Diagrama del Análisis de Correspondencia Canónico para las especies registradas mediante las trampas cámara, utilizando como variables ambientales las variables de hábitat a escala de sitio. Se grafican los sitios con distintos símbolos en base al tipo de hábitat: vegetación nativa (○), plantación densa (●), cortafuego (◐), remanente de vegetación nativa (△), plantación rala (▲). Las especies se indican con una cruz.

El diagrama del CCA los sitios quedaron separados en dos grupos, por un lado la vegetación nativa continua y por el otro los sitios del paisaje forestado (plantación densa y rala, cortafuegos, y remanentes de vegetación nativa), y nuevamente el ciervo colorado, el jabalí, el puma y la liebre se encuentran en el lado negativo del eje 1, asociados al paisaje forestado, mientras que el zorro colorado, el zorrino, y el gato montés se ubican más cercanos a los sitios de vegetación nativa continua (Figura 5.6).

Las variables de hábitat más correlacionadas con el primer eje fueron la proporción del área cubierta por plantación (CC = -0,71), la distancia a zonas antropizadas (CC =

0,64), la proporción del área cubierta por bosque de ciprés – estepa (CC = 0,59), el tamaño medio de parche de bosque de ciprés – estepa (CC = 0,55). El segundo eje, por otra parte, estuvo mayormente correlacionado con la distancia a roquedales (CC = 0,28), la proporción del área cubierta por vegetación de altura (CC = -0,24), el tamaño medio de parche de ñire (CC = -0,15), y la proporción del área cubierta por ñire (CC = -0,15).

## 5.4. Discusión

### 5.4.1. Relación de los carnívoros con sus presas y el hábitat estructural

Todas las especies de carnívoros mostraron asociaciones con la abundancia relativa de alguna de sus principales presas, lo cual resalta la importancia de la disponibilidad de recursos tróficos como determinantes del uso del hábitat por parte dicho ensamble (Karanth *et al.* 2004, Herfindal *et al.* 2005). A la vez, las cuatro especies de carnívoros también resultaron estar asociadas a variables estructurales del hábitat, a distintas escalas espaciales. Estas variables, como se discutirá a continuación, están relacionadas en parte con la oferta de refugio, y en parte con una mayor disponibilidad de presas asociadas a dichas variables.

Tanto el zorro colorado como el gato estuvieron correlacionados con la abundancia relativa de la liebre, considerada uno de los principales ítems en la dieta de ambas especies en la región, y posiblemente la más importante en términos de biomasa (Johnson y Franklin 1991, 1994a, Novaro *et al.* 2000b). La abundancia de la liebre, sin embargo, no explica el menor uso de las plantaciones por parte del zorro colorado y el gato montés, ya que dicha presa no disminuyó su abundancia en las plantaciones respecto a la vegetación nativa. En este sentido, a pesar de no haberse registrado una correlación del zorro colorado y el gato montés con la abundancia relativa de roedores, estos también representan una parte importante de la dieta de ambas especies, tal como se ha demostrado en el capítulo 4. Por lo tanto, la disminución de los roedores en las plantaciones de pino probablemente implique una menor oferta de alimento para el zorro colorado y el gato montés en estos nuevos hábitats.

En lo que respecta al hábitat estructural, la principal variable que determinó el uso por parte del zorro colorado a escala de sitio, fue la riqueza herbácea, y en menor medida también la cobertura del mismo estrato. De este modo, resalta la importancia del estrato herbáceo para el zorro colorado, el cual posiblemente ofrece una mayor disponibilidad de refugio, y de presas, particularmente roedores. Mientras que a escala de paisaje, la preferencia por los hábitats estructuralmente más complejos quedó en evidencia, al mostrar el zorro una asociación positiva con el área cubierta por la vegetación nativa, particularmente la transición bosque de ciprés – estepa, y negativa con las plantaciones de pino.

El gato montés, por su parte, también estuvo asociado a los sistemas nativos, presentando una clara relación negativa con las variables características de las plantaciones de pino, tales como la cobertura y densidad arbórea. De esta manera, este resultado es consistente con lo esperado en base a los hábitos descriptos para esta especie, que suele preferir hábitats abiertos (Redford y Eisenberg 1992). A la vez, estuvo asociado positivamente a la cobertura de suelo desnudo, lo cual podría deberse a la mayor oferta de liebres en estos ambientes disturbados, como se discutirá más adelante. Por otro lado, el hecho de que a escala de paisaje, el gato montés haya estado

positivamente asociado a la proporción del área cubierta por bosque o matorral de ñire, puede deberse a que durante el día, dicha especie utiliza como refugio huecos, ya sea en rocas como en árboles (Johnson y Franklin 1991, Bisceglia *et al.* 2008). En este sentido, el ñire es la especie arbórea, de las presentes en el área de estudio, que tiene un estado sanitario más pobre (Veblen *et al.* 1996), por lo que comúnmente presenta una gran cantidad de huecos. Dentro de las forestaciones, en cambio, prácticamente no existen árboles con huecos, por lo que la pobre oferta de refugios probablemente es una de las razones del menor uso de las forestaciones por parte del gato montés.

El zorrino también evidenció una relación en su uso del hábitat con la abundancia de sus presas, al mostrar una asociación positiva con la abundancia de artrópodos, el principal ítem de su dieta (Travaini *et al.* 1998, Donadio *et al.* 2004). Su asociación con las variables del hábitat estructural, por otro lado, estuvo dada principalmente a escala de paisaje. Al igual que en el caso del zorro colorado y el gato montés, el zorrino estuvo asociado positivamente los paisajes nativos, tanto a los parches de bosque y matorral de ñire, como a la superficie de la transición entre bosque de ciprés y estepa; mientras que tendió a evitar las áreas de plantación de pino. En este sentido, Donadio *et al.* (2001) encontraron que en la región, el zorrino utiliza las áreas de vegetación abierta para alimentarse, mientras que utiliza matorrales y roquedales para refugiarse mientras está inactivo. Posiblemente en el área de estudio, el uso del hábitat en las áreas de vegetación nativa sea similar al observado por Donadio *et al.* (2001), siendo las plantaciones hábitats de baja calidad para el zorrino, tanto en la oferta de alimento como de refugio, por su escasa cobertura del sotobosque.

En el caso del puma, se observó una asociación positiva con el jabalí, el cual se ha demostrado que puede representar un importante ítem en su dieta en términos de biomasa, en distintas zonas del país (Novaro *et al.* 2000b, Pessino *et al.* 2001). En el área de estudio, la particularmente alta abundancia de jabalí en las plantaciones forestales, estaría representando una importante oferta de alimento para el puma. Adicionalmente, si bien no se observó una correlación significativa entre el puma y el ciervo colorado, es muy posible que también se vea favorecido por la alta oferta de esta presa, tal como se ve reflejado en los datos de dieta de esta especie en el área de estudio. Por otro lado, resultó sorpresiva la relación negativa entre el número de visitas del puma y la presencia de la vaca, la cual también considerada una presa relevante (Novaro *et al.* 2000b). Esta relación negativa podría deberse a que la vaca generalmente se encuentra asociada al hombre, y que el puma lo esté evitando, particularmente siendo que existe una alta abundancia de presas silvestres.

En cuanto al hábitat estructural, el puma mostró estar pobremente asociado con la mayoría de las variables, indicando una gran plasticidad en el uso del hábitat, sin presentar grandes preferencias. La única variable con la cual estuvo significativamente correlacionado fue el tamaño de parche de plantación, de forma positiva. Esta preferencia por los paisajes forestados, indica un claro contraste en el uso del hábitat por parte del puma respecto a las otras especies de carnívoros registradas, y posiblemente está asociado a la mayor abundancia en las plantaciones, de dos de sus principales presas, el ciervo colorado y el jabalí (Novaro *et al.* 2000b). Cabe resaltar al respecto, la ausencia en el área de estudio del guanaco, la principal presa nativa del puma en la región, cuyas poblaciones fueron reducidas durante el último siglo por caza y competencia con el ganado (Franklin 1983, Baldi *et al.* 2001). Si bien actualmente las poblaciones de esta especie se encuentran en aumento en la región (Walker y Novaro 2010), no se han recuperado en área de este estudio. En este sentido, la preferencia del puma por los hábitats con mayor abundancia de las presas exóticas, responde también a

la ausencia del guanaco en los sistemas nativos donde originalmente se distribuía (Zanón *et al.* 2012).

En lo que respecta a las interacciones entre las especies de carnívoros, se evidenció un posible efecto de interacción negativa entre especies de tamaño corporal contrastante, específicamente entre el puma, la especie con mayor tamaño corporal, y el resto de las especies registradas (zorro colorado, el zorrino, y el gato montés). Estas relaciones negativas pueden estar dadas tanto por competencia por recursos, así como también por interferencia, donde el competidor más grande preda sobre el más pequeño (Linnell y Strand 2000, Donadio y Buskirk 2006), especialmente cuando los recursos son escasos (Pereira 2009). En este sentido, diversos estudios en distintas zonas de la Patagonia han documentado la predación de pumas sobre zorros (Yanez *et al.* 1986, Pessino *et al.* 2001, Novaro *et al.* 2005), zorrinos (Pessino *et al.* 2001), y el gato montés (Pessino *et al.* 2001, Pereira 2010).

De este modo el puma, que mostró una tendencia a seleccionar positivamente los paisajes forestados por la mayor oferta de grandes presas, estaría aumentando sus poblaciones en dichos ambientes, y esto a la vez estaría incrementando los encuentros negativos con el zorro colorado, el gato montés, y el zorrino, provocando una reducción en sus densidades.

#### 5.4.2. Relación de las presas con el hábitat estructural

En cuanto a la relación de las principales presas de los carnívoros con las variables del hábitat estructural, se observaron distintas respuestas según el grupo taxonómico. Los roedores, que mostraron una clara disminución de su abundancia y diversidad en las plantaciones respecto a la vegetación nativa, presentaron una asociación positiva con el estrato herbáceo-arbustivo. De este modo, la ausencia casi total del sotobosque dentro de las plantaciones posiblemente sea la principal causa de las diferencias en el uso de estos sistemas por parte de los roedores, respecto a la vegetación nativa. En este sentido, la cobertura del sotobosque es reconocida como un factor de hábitat de gran relevancia para los pequeños mamíferos (Carey y Johnson 1995, González *et al.* 2000, Kelt 2000, Bellows *et al.* 2001, Amacher *et al.* 2008), proporcionando importantes funciones como hábitat de alimentación y refugio para las distintas especies (Lindenmayer y Franklin 2002, Hayes *et al.* 2005).

Los artrópodos mostraron un patrón similar al de los roedores, estando la mayoría de los órdenes asociados a los sitios con mayor cobertura del estrato herbáceo y arbustivo, y negativamente asociados con la cobertura arbórea. De este modo, la disminución de la abundancia de artrópodos en las plantaciones densas también estaría directamente relacionada con la menor oferta de cobertura del sotobosque, debido a la alta cobertura arbórea. Una baja diversidad y cobertura de plantas implica una disminución en la variedad de micro-hábitats disponibles, así como un empobrecimiento de los recursos tróficos para los artrópodos del suelo (Fahy y Gormally 1998, Fuller *et al.* 2008). En este sentido, distintos autores han encontrado un aumento en la abundancia y/o diversidad de diferentes grupos de artrópodos epigeos, al aumentar la cobertura del sotobosque dentro de las plantaciones forestales (Oxbrough *et al.* 2005, Corley *et al.* 2006). Por otro lado, la alta abundancia de artrópodos en los cortafuegos, con valores similares a los de la vegetación nativa, indica que estas fajas abiertas, a pesar de estar altamente disturbadas, representan un hábitat apto para gran parte de los grupos de artrópodos.

Los herbívoros medianos y grandes, en cambio, presentaron una relación en gran medida opuesta a la de los roedores y artrópodos, particularmente en el caso del ciervo colorado y el jabalí. Estas dos últimas especies mostraron una clara preferencia por el paisaje forestado, presentando una relación positiva de su uso del hábitat, tanto con la proporción del paisaje cubierta por plantaciones, como el tamaño medio de parche de plantación; y una relación negativa con el área cubierta por vegetación nativa. Del mismo modo, a escala de sitio se observó una selección de los sitios con mayor densidad arbórea, y por lo tanto bajos valores de cobertura y diversidad herbáceo-arbustiva. A la vez, como ya se describió en el capítulo 4, estas especies también mostraron un alto uso de los cortafuegos, posiblemente como vía de circulación dentro del paisaje forestado, en busca de alimento y agua.

El uso del hábitat por parte del ciervo colorado y del jabalí, se ha demostrado que está fuertemente determinado por la disponibilidad de alimento, y refugio contra predadores y condiciones climáticas adversas (Kurz y Marchinton 1972, Putman 1988). En términos generales, en las áreas abiertas, como la vegetación nativa, los herbívoros encuentran una mayor disponibilidad de alimento (Nuñez *et al.* 2008, Relva *et al.* 2010), pero están más expuestos, mientras que hábitats cerrados, como las plantaciones de pino, les proporcionan mejor refugio (Peek *et al.* 1982). Por lo tanto, posiblemente el ciervo colorado y el jabalí se ven favorecidos por el hábitat de borde generado por la presencia de la interface entre dos hábitats contrastantes, las plantaciones y la vegetación abierta circundante (Alverson *et al.* 1988). En el caso particular del jabalí, las plantaciones también podrían estar ofreciendo una fuente de alimento adicional, ya que esta especie se ve favorecida por la presencia de suelos desnudos con alta disponibilidad de hongos y raíces (Bonnington *et al.* 2009), como ocurre dentro de las plantaciones; y a la vez también se alimentan de las abundantes semillas de pino presentes en este nuevo sistema (observación personal).

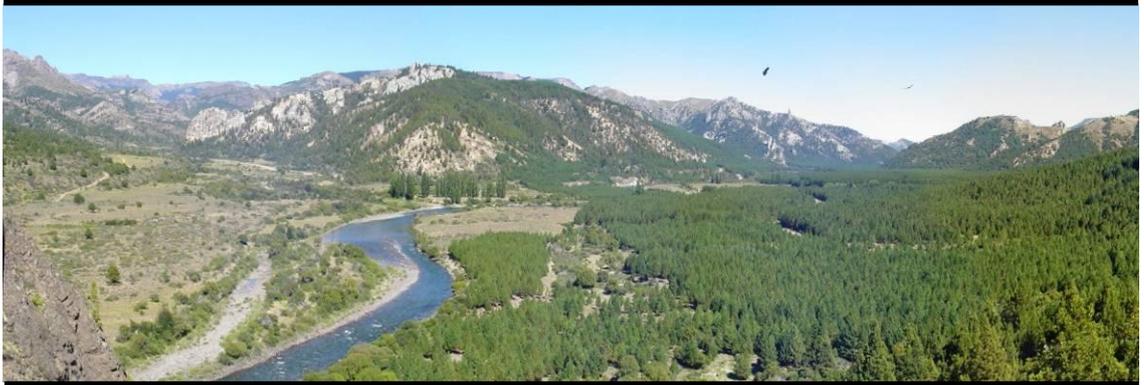
#### 5.4.3. Consideraciones finales

Todas las especies de carnívoros resultaron estar, en mayor o menor medida, asociadas a variables del hábitat estructural, tanto a escala de sitio como de paisaje, así como también a la abundancia relativa de algunas de sus presas. A la vez, las principales presas de los carnívoros, también estuvieron asociadas a variables del hábitat estructural. De este modo, queda en evidencia cómo el reemplazo de la vegetación por plantaciones de pino, modifica la diversidad de recursos tróficos para los carnívoros, afectando negativamente a la mayoría de las especies, y beneficiando al puma.

Se puede separar al ensamble en dos grupos, por un lado el zorro colorado, el zorrino y el gato montés, los cuales tendieron a estar asociados al paisaje nativo; y por otro lado el puma, que tendió a usar preferentemente el paisaje forestado. Estos dos grupos también están definidos en gran medida, por la disponibilidad de las principales presas, siendo que en líneas generales las principales presas del zorro colorado, el zorrino y el gato montés, tendieron a ser más abundantes en el paisaje nativo; mientras que varias de las presas más importantes del puma (todas exóticas) fueron más abundantes en el paisaje forestado.

## **CAPÍTULO 6**

### **DISCUSIÓN GENERAL E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO Y LA CONSERVACIÓN**



### 6.1. Principales hallazgos

Este es el primer trabajo en la Patagonia y uno de los pocos en el mundo, en el que se analizan diferencias en el uso del hábitat por parte de un conjunto de especies de mamíferos carnívoros, entre ambientes de vegetación nativa y plantaciones de coníferas exóticas, evaluando no solo modificaciones en el uso del hábitat, sino que también en la disponibilidad de las principales presas y en las variables estructurales del hábitat tanto a escala de sitio como de paisaje.

Los resultados demuestran que, si bien la mayoría de las especies son capaces de utilizar las plantaciones de pino, en líneas generales, estos sistemas representan un hábitat de menor calidad, tal como se planteó en la hipótesis, y como ha sido encontrado en otras partes del mundo (Virgós *et al.* 2002, Di Bitetti *et al.* 2006, Belden *et al.* 2007). La presencia de cada especie estuvo asociada a las características del hábitat, tanto en lo que respecta a la estructura de la vegetación, como también el diseño del paisaje, y la disponibilidad de presas. Muchas de estas características del hábitat, no presentan diferencias abruptas entre plantaciones y vegetación nativa, sino que varían gradualmente a través del espacio. Por lo tanto, la presencia de la mayoría de especies no estuvo directamente relacionada con el “tipo de hábitat”, sino que con la complejidad o heterogeneidad de la estructura de la vegetación y los atributos del paisaje, y con variaciones en la abundancia de presas.

Estos resultados son consistentes con el "modelo del continuo" (Fischer y Lindenmayer 2006), el cual asume que las especies responden de forma individual a su entorno, y dicha respuesta está asociada a cambios graduales en la calidad del hábitat a través del espacio. El modelo del continuo conceptualiza los paisajes como gradientes de alimento, refugio, y condiciones climáticas, el cual se define en función de las variables de hábitat importantes para cada especie. Desde el punto de vista de la conservación, este modelo se centra en lograr la heterogeneidad del hábitat a múltiples escalas espaciales para aumentar el número de nichos disponibles para las diferentes especies (Fischer y Lindenmayer 2006). De esta manera, los resultados de este trabajo sugieren que si bien las plantaciones de pino manejadas tradicionalmente representan un hábitat de menor calidad que la vegetación nativa para la mayoría de las especies de carnívoros, el manejo de las mismas a distintas escalas espaciales, puede afectar significativamente su valor como hábitat para dichas especies.

### 6.2. Respuestas de los carnívoros a la modificación del hábitat

Los cambios en el uso del hábitat por parte de las especies de carnívoros registrados en este trabajo entre la vegetación nativa y las forestaciones, fueron heterogéneos. Se observó desde un efecto negativo importante en el caso del gato montés, el cual no fue registrado dentro de las plantaciones; un efecto negativo moderado en el caso del zorro colorado y el zorrino, los cuales utilizaron las plantaciones pero en menor medida que la vegetación nativa; y un efecto neutro en el caso del puma, que no fue afectado por las forestaciones, e incluso tendió a seleccionar positivamente los paisajes forestados (*capítulo 2*). De este modo, tal como encontró Crooks (2002) en el sur de California, el ensamble de los carnívoros difiere en su sensibilidad a la modificación del paisaje. Este autor atribuyó dichas diferencias en la respuesta a la modificación del hábitat, a características de la historia natural de cada especie, tales como el tamaño corporal, la dieta, la especialización en el uso de los recursos, o al comportamiento.

En el caso de este estudio, los factores que posiblemente mejor explican la diferente sensibilidad de las especies al reemplazo de la vegetación, están relacionados con la dieta y los requerimientos de hábitat. En este sentido, los resultados de este trabajo ponen en evidencia la importancia de los recursos tróficos y de refugio, como determinantes del uso del hábitat por parte de las especies de carnívoros (*capítulo 5*); y cómo el cambio en el uso del suelo modifica dichos recursos, afectando a las especies de diferente manera.

En este contexto, los principales cambios derivados del reemplazo de la vegetación nativa por forestaciones implicaron, a nivel estructural (*capítulo 3*), un aumento en la cobertura y densidad arbórea, y una consecuente disminución de la cobertura y diversidad de la vegetación herbáceo-arbustiva, a escala de sitio. A escala de paisaje, los cambios tendieron a un aumento en la diversidad de tipos de hábitats, con una disminución en el área y tamaño de parches de vegetación nativa. Estos cambios en la estructura de la vegetación, concuerdan, en líneas generales, con lo encontrado en otras regiones en donde se reemplazaron ambientes abiertos por plantaciones de coníferas exóticas (O'Connor 2005, Alrababah et al. 2007, Bremer y Farley 2010). En cuanto a la oferta de presas (*capítulo 4*), las tendencias fueron a una disminución en la diversidad general de presas en las plantaciones, con una menor abundancia relativa de presas medianas y pequeñas (roedores y artrópodos), y a un aumento de las presas grandes exóticas (ciervo colorado y jabalí).

Si bien los recursos tróficos y de refugio afectan distintos requerimientos de las especies de carnívoros (Carroll et al. 2001), es difícil de ponderar la importancia de ambos tipos de variables como limitantes en el uso del hábitat por parte de las poblaciones de estas especies. Esto es debido a que las variables estructurales no sólo afectan directamente la distribución de los carnívoros al limitar la oferta de refugio, sino que también indirectamente al determinar la disponibilidad de refugio y alimento de sus presas, y a la vez provocan cambios en las interacciones dentro del ensamble. Esa falta de independencia entre las variables estructurales, de disponibilidad de presas, y de interacciones de competencia, sin embargo, representa una ventaja a la hora de definir las condiciones de hábitat necesarias para una especie, ya que gran parte de los requisitos de las especies estarán directa o indirectamente asociados a variables estructurales de la vegetación, las cuales se pueden promover a través de determinadas prácticas de manejo.

En el caso del puma, su uso del hábitat no aparentó estar limitado por los cambios en la estructura, mostrando igual preferencia por la vegetación nativa, sea continua o en forma de remanentes aislados, plantaciones densas y ralas, y cortafuegos. A su vez, tal como se discutió en el *capítulo 5*, esta especie no mostró prácticamente asociación alguna con las variables estructurales. En este sentido, la similar frecuencia de uso de plantaciones y vegetación nativa, y su tendencia a seleccionar, a escala de paisaje, las áreas forestadas, seguramente se deben a la alta disponibilidad de presas grandes, como el jabalí y el ciervo colorado. Cabe resaltar al respecto, tal como se describió en la metodología del *capítulo 2*, que dado que el puma presenta un área de acción muy grande, la cual excede el nivel de heterogeneidad de los tipos de hábitats muestreados en este trabajo, es muy posible que la superficie total forestada en el área de estudio, así como en la región patagónica en general, sea baja para encontrar un impacto sobre esta especie, en caso de existir. De este modo, el puma posiblemente tenga una percepción de la heterogeneidad del paisaje distinta a la que tienen las otras especies de carnívoros estudiadas, cuyos rangos de hogar son mucho menores. Así, es probable que el puma esté usando todos los tipos de hábitats presentes en el área de estudio, encontrando

mayor abundancia de alimento en las plantaciones, y mayor disponibilidad de estructuras de refugio en la vegetación nativa.

Concordando con los resultados encontrados en este estudio, el puma fue más abundante en plantaciones de pino que en el bosque nativo reemplazado, en el sur de Chile (Zuñiga *et al.* 2009). También fue detectado con similar o mayor frecuencia en plantaciones de pino y eucalipto respecto a bosques nativos, en distintas zonas del sur de Brasil (Lyra-Jorge *et al.* 2008, Lyra-Jorge *et al.* 2010, Mazzolli 2010). Por otro lado, De Angelo *et al.* (2011), en un análisis regional del Bosque Atlántico, encontraron una relación positiva del puma con las forestaciones, mostrando que esta especie hace uso habitual de las mismas, a diferencia de lo que ocurre con otros sistemas productivos más intensivos; si bien dentro de las plantaciones presenta abundancias menores a las encontradas en el bosque nativo. En este sentido, existe considerable evidencia de que el puma tiene una gran capacidad de persistir en los paisajes forestados, e incluso puede ser beneficiado por la presencia de plantaciones, en gran medida debido a su alta plasticidad, que le permite aprovechar una gran variedad de hábitats y recursos (Iriarte *et al.* 1990, De Angelo *et al.* 2011).

El zorro colorado, si bien ha sido descrito como una especie oportunista, con una gran capacidad de adaptarse a la modificación del hábitat (Novaro *et al.* 2000b, Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Novaro y Walker 2005), mostró claramente una menor preferencia por las forestaciones que por la vegetación nativa (*capítulo 2*). Este uso diferencial del hábitat, como ha sido discutido en el *capítulo 5*, estuvo relacionado tanto a variables estructurales como de disponibilidad de alimento, y cambios en las interacciones con el puma. En este sentido, las variables estructurales a escala de sitio que mejor explicaron su presencia, fueron la cobertura y la riqueza herbáceas, lo cual se vio reflejado en su tendencia a usar con mayor frecuencia las plantaciones ralas. Esto posiblemente se debe a que el zorro colorado selecciona ambientes con mayor cobertura como sitios de refugio (Johnson y Franklin 1994b), así como por una mayor oferta de alimento. Por otro lado, la asociación positiva con la proporción del área cubierta por bosque de ciprés – estepa, y negativamente con el tamaño de parche de plantación, refleja la preferencia del zorro por estos ambientes de vegetación nativa abierta y forestaciones de menor tamaño a escala de paisaje. Esto podría estar indicando que el zorro utiliza preferentemente las plantaciones que se encuentran inmersas en un paisaje en el que domina la vegetación nativa.

En lo que respecta a los recursos tróficos, el uso de hábitat del zorro colorado mostró depender altamente de la disponibilidad de alimento, particularmente de liebre europea (*capítulo 5*). Por otro lado, la alta frecuencia de roedores encontrada en las heces, indica también la importancia de este otro ítem para el zorro, y como ya se discutió anteriormente, la selección positiva de los sitios con alta cobertura vegetal por parte del zorro, posiblemente esté asociado a una mayor abundancia de roedores en estos ambientes.

Finalmente, en lo que concierne a los cambios en la competencia (*capítulo 5*), especialmente por interferencia, el aumento relativo del puma en el paisaje forestado, puede haber provocado un menor uso de dicho hábitat por parte del zorro colorado, dado por un comportamiento de evasión hacia el puma, y así evitar la mortalidad por los encuentros con esta especie. De este modo, los cambios en el uso del hábitat del zorro colorado, estarían dados no solo por una disminución en la oferta de recursos dentro de la forestación, sino también por una posible mayor interacción negativa con el puma.

Contrariamente a lo que se encontró en este trabajo, en la región del bosque maulino de Chile, el zorro colorado fue más frecuentemente observado dentro de plantaciones de pino que en el bosque nativo (Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Guerrero *et al.* 2006). Estas diferencias, sin embargo, posiblemente están dadas por las diferencias en la estructura de la vegetación dentro de las forestaciones ya que, a diferencia de lo encontrado en este trabajo, las plantaciones del área estudiada en Chile, presentan una cobertura del sotobosque mayor (Acosta-Jamett y Simonetti 2004). Esto, a la vez, se ve reflejado en una alta abundancia de roedores en dichas plantaciones (Saavedra y Simonetti 2005b), y una consecuente alta predación de estos pequeños mamíferos por parte del zorro colorado (Muñoz-Pedreros y Murúa 1990). En consecuencia, tanto los resultados encontrados en este trabajo, como las diferencias en el uso de las forestaciones por parte del zorro colorado respecto a las plantaciones en Chile estudiadas por Acosta-Jamett y Simonetti (2004), estarían evidenciando la importancia de la estructura de la vegetación y de la disponibilidad de alimento como determinantes de la calidad del hábitat de estos sistemas productivos para esta especie, y cómo las mismas pueden variar bajo diferentes manejos de las forestaciones. Por otro lado, Acosta-Jamett y Simonetti (2004) no encontraron pumas en su área de estudio, por lo que en dicho paisaje, el zorro colorado sería la especie tope, y no estaría sufriendo interacciones negativas con especies de mayor tamaño corporal, como ocurre en este trabajo.

El zorrino, que al igual que el zorro colorado utilizó en mayor medida el paisaje nativo respecto al forestado (*capítulo 2*), también mostró depender de las características estructurales del hábitat, de la disponibilidad de sus principales presas, y de cambios en las interacciones de competencia (*capítulo 5*). Las asociaciones de esta especie con variables del hábitat se reflejaron particularmente a la escala de paisaje, en dónde se vio una relación positiva con el tamaño de parche de ñire, y con el tamaño de parche y proporción cubierta por el bosque de ciprés – estepa. A la vez, se encontró una relación negativa con el tamaño de parche de plantación. Este patrón puede estar relacionado con el hecho de que los zorrinos utilizan comúnmente como refugio, cuevas, grietas entre piedras, o huecos en troncos, y estas estructuras son más comunes en los sitios de vegetación nativa. Esto es así principalmente debido a que para el establecimiento de las plantaciones, generalmente se evitan las zonas rocosas. A su vez, al ser un monocultivo manejado para la producción de madera, la disponibilidad de troncos con agujeros es casi nula, a diferencia de lo que ocurre en los bosques de ñire. Por otro lado, la relación positiva del zorrino con la abundancia de artrópodos, el principal ítem de su dieta (Travaini *et al.* 1998, Donadio *et al.* 2004), evidencia cómo esta especie también utiliza los hábitats en función de su disponibilidad de alimento. A la vez, al igual que en el caso del zorro colorado, el menor uso del paisaje forestado puede haberse debido, en parte, a una estrategia de evasión del puma, evitando así la competencia por interferencia con dicha especie.

En el bosque maulino de Chile, el zorrino mostró un patrón similar al encontrado en este trabajo, al ser más abundante en bosque nativo que en plantaciones de pino (Acosta-Jamett 2001). De este modo, en Chile esta especie ha demostrado una mayor sensibilidad a las plantaciones respecto al zorro colorado. Por otro lado, el zorrino también ha mostrado cierta sensibilidad a otros usos de la tierra, como a la actividad ganadera en la estepa patagónica, donde se observó una disminución en la abundancia de sus presas y una consecuente modificación de la dieta (Donadio *et al.* 2004); y a la actividad agrícola-ganadera en pastizales pampeanos de Buenos Aires, en donde resultó

ser más abundante dentro de un área protegida que en las áreas bajo uso (Castillo *et al.* 2011).

El gato montés, por último, fue la especie más sensible a la sustitución de la vegetación por forestaciones, siendo registrada en vegetación nativa continua, así como en remanentes de vegetación nativa entre plantaciones y cortafuegos, pero nunca en plantaciones de pino. Este uso diferencial podría deberse en parte, a una menor disponibilidad de presas, particularmente roedores, dentro de las plantaciones. En este sentido, el gato montés ha mostrado ser sensible a la disponibilidad de presas, disminuyendo sus densidades ante la baja abundancia de alimento (Pereira *et al.* 2006). Sin embargo, a pesar de que la abundancia general de presas fue menor dentro de las plantaciones, el patrón de uso del gato montés no puede ser atribuido totalmente a la disponibilidad de alimento, ya que la liebre europea fue relativamente abundante en las forestaciones. En este contexto, la estructura y composición de la vegetación, así como la competencia por interferencia con el puma, posiblemente también contribuyeron a la respuesta observada para el gato montés. La asociación de esta especie con hábitats de menor densidad arbórea, y particularmente con los parches de bosque y matorral de ñire donde, como ya se discutió en el capítulo anterior, seguramente encuentra una mayor disponibilidad de estructuras de refugio tales como huecos en los troncos (Johnson y Franklin 1991), estaría evidenciando la importancia de la estructura del hábitat como limitante directo en su uso de los distintos ambientes. De este modo, probablemente las plantaciones, manejadas tradicionalmente a altas densidades, no presentan las características estructurales requeridas por dicha especie. La presencia del gato montés en remanentes de vegetación nativa y cortafuegos, sin embargo, indica que esta especie utiliza el paisaje forestado a pesar de evitar las plantaciones.

Los resultados de este trabajo son los primeros en reportar el uso del hábitat del gato montés en un paisaje reemplazado por plantaciones de pino, por lo que no existen datos de referencia para comparar la respuesta de esta especie en otras áreas de su distribución. En Chile existen datos para otra especie de gato, el gato güiña (*Leopardus guigna*), que si bien es una especie más asociada a bosques húmedos que el gato montés, presentó una respuesta similar al reemplazo del bosque nativo por forestaciones, estando prácticamente restringido al hábitat nativo (Acosta-Jamett y Simonetti 2004). En el citado estudio, atribuyen la preferencia del gato güiña por los sistemas nativos, principalmente a las características de la vegetación y no a la disponibilidad de presas, ya que estas últimas eran abundantes (Saavedra y Simonetti 2005b). En este sentido, Acosta-Jamett y Simonetti (2004) argumentan que la menor densidad del sotobosque en las plantaciones respecto al bosque nativo, ofrece menor disponibilidad de refugio para la reproducción y para protegerse de los cazadores.

Por otro lado, en lo que respecta al impacto de otras actividades productivas sobre el gato montés, Pereira *et al.* (2011) estudiaron el efecto del manejo del ganadero en el centro de la Argentina, y encontraron que esta especie fue menos abundante en las zonas con presencia de ganado, e infirieron que esta menor densidad se asocia a una menor abundancia de presas en las áreas pastoreadas y a una mayor presión humana. Pereira *et al.* (2010), a la vez, en el mismo área de estudio registraron un posible cambio en la actividad del gato montés, dado por el cambio de abundancia del puma en el tiempo. Manfredi *et al.* (2011), por otro lado, encontraron que los disturbios humanos asociados a las actividades agrícola-ganaderas en pastizales pampeanos de Buenos Aires, provocaron la necesidad del gato montés de permanecer más tiempo activo y de recorrer mayores distancias durante el día. Esto fue atribuido a una estrategia para

compensar la menor abundancia de presas en el hábitat modificado (Manfredi *et al.* 2011).

Como se ha demostrado en este trabajo, la mayoría de las especies de carnívoros nativos utilizan en algún grado las forestaciones, concordando con las tendencias observadas en distintas partes del mundo, en que las forestaciones han demostrado ser usadas por una gran parte de las especies de carnívoros, en algunos casos ocasionalmente y en muchos otros de forma habitual (Fedriani *et al.* 1999, Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Di Bitetti *et al.* 2006, Guerrero *et al.* 2006, Zuñiga *et al.* 2009, De Angelo *et al.* 2011). Los trabajos existentes, asocian el uso de hábitats modificados por parte de los carnívoros, al igual que este trabajo, fundamentalmente a cambios en los recursos tróficos y de refugio. En este trabajo, sin embargo, también se exploró y se puso en evidencia los posibles cambios en las interacciones dentro del ensamble de carnívoros, dadas por el reemplazo de la vegetación nativa por forestaciones, lo cual resulta particularmente novedoso. En este sentido, la competencia por interferencia es cada vez más reconocida como un factor importante en la estructuración de las comunidades de carnívoros (Donadio y Buskirk 2006), y resulta de gran importancia en el marco del estudio de modificación de las comunidades por cambios en los usos de la tierra (Linnell y Strand 2000).

### 6.3. Cambios en la red trófica: rol del contexto regional

Los resultados de este trabajo evidencian cómo el reemplazo de la vegetación de ecotono estepa-bosque por plantaciones densas de pino, desencadenan cambios en los distintos niveles tróficos de la comunidad original de estos sistemas. En este sentido, cambios en la estructura y composición de la vegetación influyeron de distinta manera sobre las especies de herbívoros/ omnívoros, y afectaron, a la vez, en distinta medida a las especies de carnívoros, y a las interacciones entre las mismas.

En líneas generales, los resultados indican que la sensibilidad a la modificación del hábitat estuvo determinada, no solo por la amplitud de nicho de las especies, sino también por la contrastante oferta de recursos tróficos, desencadenada por la diferente respuesta de las presas a la modificación del hábitat. De este modo, se podría separar al ensamble de los carnívoros en dos grupos, en base a su respuesta a la instalación de plantaciones forestales: pequeños y grandes carnívoros. Los pequeños carnívoros (zorro colorado, zorrino, y gato montés) sufrieron una disminución general de sus presas dentro de las plantaciones, resultando consecuentemente estos sistemas menos atractivos. En cambio el puma, la única especie de carnívoro grande, encontró un importante aumento de las presas grandes dentro de las plantaciones, viéndose favorecido por este nuevo hábitat. Por otro lado, las diferencias encontradas dentro del grupo de los pequeños carnívoros (menor sensibilidad del zorro colorado y mayor del gato montés), se deberían a distintos niveles de especialización en el uso de los recursos de las distintas especies.

Esta respuesta opuesta de los distintos grupos de presas a la modificación del hábitat, está dada principalmente por el aumento de la abundancia de las especies de herbívoros exóticos, particularmente el ciervo colorado y el jabalí, sumado a la disminución general en la abundancia de las especies nativas dentro de las plantaciones. A esta situación se le suma la existencia de cambios en las interacciones dentro del ensamble de carnívoros dentro del paisaje forestado respecto al nativo. Dentro de las forestaciones, las especies de carnívoros de menor tamaño tendrían una mayor

probabilidad de encuentro, y consecuentemente de ser predados por el puma, debido al aumento de esta última especie en el nuevo hábitat, y a la disminución de estructuras de refugio

De este modo, los cambios observados en el ensamble de carnívoros no son debidos únicamente a impactos asociados directamente al establecimiento de las plantaciones forestales, sino que también a disturbios derivados de otras actividades humanas a escala regional, como la introducción de especies para la caza.

En este marco, en la región Patagónica las actividades humanas desarrolladas durante los últimos 100 años han alterado la composición de las comunidades de la fauna, siendo el ensamble de los medianos y grandes herbívoros el que más ha sido afectado, principalmente debido a la degradación del hábitat por sobrepastoreo e incendios, la competencia con el ganado y las especies exóticas, y la caza (Novaro *et al.* 2000b, Novaro y Walker 2005). Estos impactos han hecho que las especies que originalmente componían dicho ensamble, tales como el guanaco (*Lama guanicoe*) y el choique (*Pterocnemia pennata*), hayan disminuido considerablemente sus abundancias, desapareciendo localmente en muchas áreas, y siendo reemplazadas por las especies introducidas tales como el ciervo colorado, el jabalí, y la liebre europea (Novaro *et al.* 2000b). A la vez, los pequeños mamíferos, también han sido afectados, en este caso por la homogeneización de micro-hábitats en las estepas debido a la sobre-pastoreo, lo cual ha llevado a una reducción de la diversidad de las comunidades (Pearson *et al.* 1987, Pardiñas *et al.* 2000).

De este modo, es necesario interpretar los resultados en el marco del contexto regional en el que han establecido estos sistemas forestales, considerando tanto las actividades humanas actuales que dominan el paisaje, así como la historia de degradación previa en las tierras reemplazadas. El ensamble de herbívoros y omnívoros que actualmente habita gran parte de la Patagonia, es el producto de una historia de alteraciones. En este contexto, las plantaciones forestales representan una nueva fuente de alteración, que bajo las prácticas de manejo tradicionales, genera un efecto negativo sobre la mayor parte de las presas nativas, y favorece a las exóticas, provocando, como ya se ha discutido, importantes cambios en la disponibilidad de alimento de los carnívoros, respecto a los sistemas nativos. Prácticas de manejo alternativas, que promuevan una mayor disponibilidad de los recursos estructurales y tróficos en los paisajes forestados, en cambio, podrían ofrecer un hábitat más adecuado para la fauna nativa, similar o incluso mejor que el hábitat bajo el uso alternativo ganadero, al reducir otros impactos negativos asociados a dichas actividades (Brockerhoff *et al.* 2008, Bremer y Farley 2010).

#### 6.4. Implicancias de manejo

La diferente sensibilidad de los carnívoros a las plantaciones forestales anteriormente explicada, determina la necesidad de que estos sistemas contemplen conjuntamente diferentes estrategias a distintas escalas espaciales, de modo de abarcar los requerimientos todas las especies simultáneamente (Lindenmayer y Franklin 2002).

Para optimizar la calidad de los paisajes forestados como hábitat para la fauna, es fundamental, en primer lugar, determinar en qué medida las forestaciones son permeables para las distintas especies, y a la vez, qué variables determinan dicha permeabilidad (Bender y Fahrig 2005, Franklin y Lindenmayer 2009). Como ya se ha

discutido, a partir de los resultados de este estudio y de trabajos de otras partes del mundo, ha quedado en evidencia que las plantaciones forestales no son un ambiente inhóspito para especies con altas demandas de espacio y requerimientos de hábitat, como son los carnívoros, sino que representan un hábitat, al menos temporal, dentro de los paisajes bajo uso productivo.

En este sentido, las forestaciones pueden abarcar todos los requerimientos de algunas especies, mientras que para otras solo parcialmente, pudiendo conectar hábitats y permitir movimientos de los animales a través del paisaje (Simonetti 2006, Lyra-Jorge *et al.* 2008). Esto permite mantener procesos que son esenciales para la persistencia de las poblaciones de los carnívoros, ya que muchas especies con grandes rangos de hogar, logran usar las forestaciones para la alimentación y/o dispersión (Elmhagen y Angerbjörn 2001). Por ejemplo, las forestaciones pueden funcionar como corredores entre remanentes de la vegetación nativa, en paisajes altamente modificados, como ocurre con el lince europeo en España (Palomares *et al.* 2000, Ferreras 2001) y con el puma, el agurá guazú, y el ocelote en el sur de Brasil (Lyra-Jorge *et al.* 2008, Lyra-Jorge *et al.* 2010). Queda en evidencia, entonces, el importante rol que pueden cumplir las plantaciones forestales para mantener conectados las áreas de mayor calidad de hábitat para las especies de carnívoros, en el marco de paisajes altamente modificados.

Este potencial rol de las forestaciones como corredores o hábitat alternativo, sin embargo, depende de la fisionomía de la vegetación original. En este sentido, las plantaciones resultarán más valiosas como corredores de bosques, que de pastizales u otros sistemas abiertos. Por lo tanto, en el caso particular del ecotono estepa-bosque patagónico, seguramente las plantaciones no están funcionando como corredores para la fauna nativa, ya que reemplazan un sistema estructuralmente contrastante. Sin embargo, posiblemente estén funcionando como un hábitat alternativo, que varias especies nativas son capaces de explotar, según se ha demostrado.

Es posible de optimizar el nivel de permeabilidad y/o habitabilidad de las forestaciones, mediante prácticas de manejo a distintas escalas espaciales. A escala de sitio, prácticas que promuevan una mayor cobertura y diversidad vegetal del sotobosque, resultan de gran importancia para los carnívoros. La presencia de un sotobosque denso y diverso, como se ha demostrado, proporciona microclimas más favorables, ofreciendo mejores condiciones de refugio, así como un aumento de la abundancia de la mayoría de las especies de presas. Las plantaciones en la Patagonia se establecen típicamente a altas densidades (1100 a 1600 árboles por hectárea), y bajo estas condiciones el dosel arbóreo se cierra rápidamente, lo cual limita la entrada de luz, impidiendo el desarrollo del sotobosque. En este sentido, para favorecer la diversidad de especies dentro de las plantaciones, es de gran importancia que las mismas sean establecidas a menores densidades, o sometidas a raleos tempranos, de modo de mantener coberturas del canopy bajas a intermedias, lo cual permite el desarrollo de una mayor cobertura y riqueza del sotobosque (Bailey *et al.* 1998, Fernández *et al.* 2002).

Para plantaciones de *P. ponderosa* del noroeste de la región patagónica, Letourneau *et al.* (2010) estimaron que la principal especie herbácea, *Festuca palleescens*, presenta como umbral crítico de supervivencia, una cobertura arbórea del 70%. Por lo tanto, dichos autores recomiendan regular dicho umbral a través de las prácticas silvícolas de raleo, de modo de no sobrepasar en ningún momento de la rotación, el 70% de cobertura arbórea.

La tendencia observada, de un mayor uso de las plantaciones ralas por parte del zorro colorado y el zorrino, concuerda con los resultados encontrados para carnívoros en plantaciones forestales de distintas partes del mundo. Por ejemplo, en paisajes forestados de Chile, se observó una asociación muy estrecha entre la abundancia del gato guiña y la cobertura del sotobosque (Acosta-Jamett y Simonetti 2004). Como ya se mencionó, también en Chile, el frecuente uso de las forestaciones por parte del puma, el hurón menor y el zorro gris, fue atribuido a la presencia de un sotobosque denso dentro de las plantaciones de pino (Zuñiga *et al.* 2009). En la región del bosque Atlántico brasileño, por otro lado, el jaguarundí (*Puma yagouroundi*) ha sido registrado alimentándose preferencialmente en plantaciones de pino y eucalipto con sotobosque denso (Tofoli *et al.* 2009).

Por otro lado, estos resultados son también consistentes con diversos hallazgos a nivel regional, que indican un menor impacto ambiental de las plantaciones ralas respecto a las densas en distintos aspectos, tanto en lo referido a la biodiversidad, en grupos como insectos (Corley *et al.* 2006) y aves (Lantschner *et al.* 2008); como también en lo que respecta a modificaciones en el uso de los recursos hídricos por parte de los pinos (Gyenge *et al.* 2010); así como al control de plagas (Villacide y Corley 2007). De este modo, las plantaciones ralas se presentan como una gran oportunidad a nivel regional, no sólo para promover el uso de las forestaciones por parte de los carnívoros, sino también para promover un menor impacto ambiental negativo en general, en lo referido a esta actividad productiva.

Cabe resaltar al respecto, que en términos de productividad, el manejo de plantaciones a densidades menores a las tradicionales es totalmente compatible con las prácticas de manejo óptimas propuestas para ciertos usos recomendados a nivel regional (Gonzalez *et al.* 2006), como ser sistemas silvopastoriles (Letourneau *et al.* 1998) o la producción de madera de calidad (Gonda 2001). Bajo los dos tipos de manejo, en sitios de calidad intermedia, se sugiere iniciar el ciclo forestal con 1111 árboles/ha, y aplicar dos o tres raleos durante el ciclo, de modo de no superar los 330 árboles/ha a partir de los 20 años, y llegando al turno de corta (45-54 cm de diámetro) con 75 árboles/ha en el caso del manejo para sistemas silvopastoriles (Letourneau *et al.* 2010), y 200 árboles/ha en el caso de manejo para madera de calidad (Gonda 2001). De este modo, es posible compatibilizar en la región manejos que favorezcan el uso de la fauna, y sean rentables a la vez.

En lo que respecta a escala de paisaje, el uso del hábitat de la mayoría de las especies estuvo asociado con el tamaño del parche o la proporción de superficie cubierta por vegetación nativa. Esta asociación resalta la importancia de la vegetación nativa en el paisaje, y en este sentido, probablemente el rol de las plantaciones como hábitat para muchas de las especies nativas se incrementa estando cerca de la vegetación nativa, dado que la cercanía hace que aumente la probabilidad de que las especies presentes en la vegetación nativa ingresen a las plantaciones (Lindenmayer y Hobbs 2004). La vegetación de bosque de ciprés-estepa, el tipo dominante en la cuenca, resulta de gran importancia para la mayoría de las especies, ya que como se vio ofrece una mayor diversidad y abundancia de presas, así como una mayor heterogeneidad de estructuras para el refugio. Por otro lado, también se identificó como relevante la presencia de parches de bosque de ñire, particularmente para las especies que utilizan huecos en los troncos para refugiarse. Por lo tanto, desde el punto de vista de conservación de las especies de carnívoros estudiados, es deseable un diseño del paisaje en el que se evite la creación de grandes plantaciones homogéneas, aisladas de la vegetación nativa (Lyra-Jorge *et al.* 2010). En este sentido, sería necesario promover que los paisajes forestados

estén compuestos por un mosaico de parches de plantación intercalados por parches de vegetación nativa conectados entre sí.

Otra estructura relevante dentro del paisaje forestado son los cortafuegos, los cuales mostraron tener un importante valor como corredores para los carnívoros. Como se discutió en el capítulo 2, los cortafuegos estarían funcionando como corredores lineales dentro de las plantaciones, al favorecer la circulación dentro de los paisajes forestados, por ser ambientes abiertos. Bajo las prácticas de manejo tradicional, los cortafuegos, diseñados para actuar como barrera para el fuego, ocupan comúnmente una superficie que fluctúa entre un 5 y 10% del total del área de plantaciones, e idealmente no se mantienen bloques superiores a 50 ha que no posean en su interior algún cortafuego (Zucchini y Irigoien 1998). De este modo, a pesar de que el objetivo original de los cortafuegos no está asociado a la conservación de la biodiversidad, el hecho de que sean frecuentemente utilizados por parte de la fauna, hace que los mismos ofrezcan una oportunidad valiosa y poco costosa para optimizar el diseño de las forestaciones, de modo de mantener conectados los hábitats nativos. Cabe aclarar que, si bien a los cortafuegos del área de estudio se les eliminó gran parte de la vegetación, la mayoría no presenta un mantenimiento intensivo, como ocurre en otras zonas del mundo, donde se remueve periódicamente toda la vegetación de los mismos.

En el Cuadro 6.1 se detallan prácticas de manejo sugeridas para favorecer la presencia de las especies de carnívoros estudiadas, en paisajes forestales bajo condiciones similares a las del área de estudio. Se detallan a su vez, las respectivas variables que será necesario monitorear para evaluar la efectividad de la práctica. Las prácticas propuestas se basan en las principales variables a distintas escalas espaciales identificadas como determinantes de la presencia de una o más de las especies estudiadas. Dado que las áreas de acción de las especies estudiadas son, se considera que estas prácticas son relevantes para plantaciones continuas de al menos 1000 ha.

La aplicación de estrategias de manejo que contemplen simultáneamente el manejo de las forestaciones a distintas escalas espaciales, puede tener efectos positivos sobre la fauna. Así, especies que fueron parcialmente afectadas por la presencia de las plantaciones, tales como el zorro colorado y el zorrino, pueden favorecerse de un manejo de las forestaciones a escala de rodal, de modo de hacer estos sistemas más permeables para estas especies. El gato montés, por otro lado, al no estar utilizando las forestaciones bajo ninguna de las características estructurales estudiadas, estaría requiriendo un manejo del hábitat a escala de paisaje, que contemple una mayor heterogeneidad, con presencia de estructuras alternativas a la matriz forestada, tales como cortafuegos o remanentes de vegetación nativa conectados entre sí.

**Cuadro 6.1.** Prácticas de manejo sugeridas para promover la presencia de las especies de carnívoros estudiadas, en base a las variables identificadas como relevantes para dichas especies en el área de estudio. Se indican también las variables a monitorear para la evaluación de la efectividad de las prácticas, así como las potenciales especies favorecidas directamente a partir de la aplicación de las prácticas.

Variable relevante	Recomendaciones
DIVERSIDAD Y COBERTURA HERBÁCEA DENTRO DE LAS PLANTACIONES	<p><u>Práctica:</u> Manejo de al menos el 30% de los rodales a densidades arbóreas que no permitan cierre del dosel arbóreo a lo largo de toda la rotación (cobertura arbórea menor al 70%). Para esto es necesario una densidad inicial de plantación de 1111 árboles/ha, con un primer raleo a la edad de 15 años, que lleve a la plantación a una densidad de 300 – 500 árboles/ha; y un segundo raleo a la edad de 30 años, llevando a la plantación a una densidad de 75 árboles/ha; y una cosecha final a los 35 años<sup>7</sup>.</p> <p><u>Monitoreo:</u> Existencia de una cobertura herbáceo-arbustiva similar a la original (no menor al 70% del valor original). Presencia de una diversidad de especies herbáceas y arbustivas similar a la original (al menos el 70% de las especies).</p> <p><u>Especies favorecidas:</u> zorro colorado, zorrino común.</p>
PARCHES DE <i>NOTHOFAGUS ANTARCTICA</i>	<p><u>Práctica:</u> Conservación de parches de bosque-matorral de <i>Nothofagus antarctica</i> entre plantaciones. Entre 2 - 3 parches de al menos 30 ha<sup>8</sup>, en entornos de 7 km<sup>2</sup><sup>9</sup></p> <p><u>Monitoreo:</u> Presencia de gato montés y zorrino común en los parches conservados.</p> <p><u>Especies favorecidas:</u> gato montés, zorrino común</p>
CORTAFUEGOS	<p><u>Práctica:</u> Diseño del establecimiento de los cortafuegos de modo de que queden conectados entre sí, y con los ambientes de vegetación nativa. Los cortafuegos deben tener un ancho al menos 30 m, y representar al menos el 10% del área plantada.</p> <p><u>Monitoreo:</u> Uso de los cortafuegos por parte de las especies de carnívoros, medida en forma de presencia de cada especie, durante un periodo de 30 días.</p> <p><u>Especies favorecidas:</u> gato montés, zorrino común, zorro colorado, puma</p>
PROPORCIÓN DE VEGETACIÓN NATIVA A ESCALA DE PAISAJE	<p><u>Práctica:</u> Generar un mosaico parches de vegetación nativa y forestaciones, de modo que en entornos de 9 km<sup>2</sup><sup>10</sup> se asegure la existencia de al menos un 20-30%<sup>11</sup> de superficie de vegetación nativa, conectada entre sí.</p> <p><u>Monitoreo:</u> Presencia de al menos un individuo de cada una de las especies de</p>

<sup>7</sup> Basado en datos propios de plantaciones ralas, y cálculos hechos por Letourneau *et al.* (2010) para asegurar la cobertura bajo dosel de *Festuca pallescens* durante toda la rotación.

<sup>8</sup> Superficie basada en el tamaño medio de los parches de bosque-matorral de *N. antarctica* encontrados naturalmente en el área de estudio.

<sup>9</sup> Basado en el área de acción promedio del gato montés.

<sup>10</sup> Basado en el área de acción promedio del zorro colorado.

<sup>11</sup> Porcentaje basado en el modelo de hábitat para el zorro colorado.

---

carnívoros, en unidades muestrales de 9 km<sup>2</sup>.

---

Especies favorecidas: gato montés, zorrino común, zorro colorado

---

### 6.5. Conclusiones finales: Alcances y limitantes del estudio

En conclusión, en este trabajo se pone en evidencia cómo varía el uso del hábitat de algunas de las especies de carnívoros nativos en un paisaje que ha sido parcialmente reemplazado por plantaciones de pino. En este sentido, los resultados indican que en líneas generales la abundancia de carnívoros en plantaciones forestales es menor que en vegetación nativa. A la vez, quedó en evidencia que cada especie responde de manera individual a la modificación del hábitat, y que el nivel en que cada una utiliza el paisaje forestado, está determinado por variables ecológicas asociadas principalmente a la disponibilidad de refugio, alimento, las cuales varían gradualmente en el espacio ante distintos niveles de modificación del ambiente respecto al hábitat original. De este modo, las hipótesis del estudio, las cuales plantean que “el reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones de pino, al generar una modificación estructural del hábitat original, reduce la diversidad y/o abundancia de alimento y de refugio de los mamíferos carnívoros, afectando negativamente su abundancia”; “dentro de los paisajes forestados, la existencia de variabilidad estructural a escala de sitio y de paisaje genera un mosaico espacialmente heterogéneo, en el que existen distintos niveles de disponibilidad de alimento y refugio de los carnívoros, y consecuentemente un cambio en la abundancia de los carnívoros asociado a dichos niveles de disponibilidad”; y “debido a que las especies de carnívoros presentan diferentes requerimientos de hábitat, la respuesta de cada especie a la modificación del hábitat será individual, siendo mayor a mayor nivel de especialización en el uso de los recursos tróficos y de refugio” se aceptan. Así también, se aceptan las predicciones derivadas de dichas hipótesis.

Cabe resaltar, como ya se discutió, que la respuesta diferencial de las especies, asociada sus niveles de especialidad en el uso de los recursos, se vio afectada también por la diferente capacidad de las mismas de aprovechar los recursos tróficos adicionales aportados por las especies de presas introducidas, que fueron favorecidos por las forestaciones. De este modo, tal como se predijo, las forestaciones disminuyen la diversidad de recursos tróficos, si bien la abundancia de algunos ítems particulares aumenta, favoreciendo a la especie capaz de explotarlos.

Resalta el hecho de que a pesar de que la mayoría de las especies se ven en alguna medida afectadas por este nuevo sistema, la mayor parte de los recursos que necesitan son en gran medida posibles de manejar. De este modo, existe un gran potencial de optimizar las condiciones del hábitat de las forestaciones en la región, tanto a escala de rodal, como en lo que respecta al diseño del paisaje.

Es importante, sin embargo, resaltar las limitantes de los resultados de este estudio. Al tratarse de escalas tan extensas, los muestreos resultaron muy difíciles de replicar en otras áreas, ya que es prácticamente imposible encontrar otra situación con condiciones similares, además de las limitaciones logísticas. Por lo tanto, estrictamente, los resultados de este estudio son aplicables únicamente a la cuenca estudiada, y las extrapolaciones que han sido realizadas para otras zonas del ecotono patagónico, son hipotéticas. Sería necesario, en consecuencia, que futuros trabajos repliquen muestreos similares en distintas cuencas forestadas, de modo de tener una mayor certeza acerca de del impacto de las plantaciones sobre los carnívoros en toda la Patagonia. Por otro lado, al ser los carnívoros especies con grandes rangos de hogar, su estudio implica la

necesidad de abarcar áreas de gran tamaño. Es posible que áreas de plantaciones de mayor extensión que las estudiadas, tengan un mayor impacto sobre los carnívoros. Sin embargo, el área de estudio seleccionada representa la cuenca con la mayor área con plantaciones de pino maduras en toda la región, por lo que actualmente la situación estudiada sería la de mayor impacto.

Resulta primordial destacar, por lo tanto, que dada la relativamente baja superficie continua plantada en la actualidad, en la Patagonia argentina, los posibles impactos sobre las poblaciones de carnívoros nativos son reducidos, y muy localizados. Sin embargo, de aumentarse considerablemente la superficie de forestaciones en el futuro, el impacto podría ser más importante, pudiendo verse fragmentadas las poblaciones de las especies más sensibles. A la vez, también podrían modificarse las relaciones entre las especies existentes, lo cual implica que al beneficiarse algunas (como ser el predador tope) se redundaría en un detrimento de otras especies del ensamble. Esta situación de incipiente desarrollo de la actividad en la región, representa una oportunidad importante para planificar las futuras forestaciones, teniendo en cuenta los requerimientos de hábitat de la fauna nativa, dado que actualmente la actividad es fomentada activamente por el estado. En este marco, los hallazgos de este trabajo ofrecen una herramienta valiosa para poder promover aquellas prácticas de manejo y diseños de paisaje, que permitan compatibilizar la actividad productiva forestal con la conservación de la fauna nativa.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Ackerman, B.B., Lindzey, F.G., y Hempker, T.P. 1984. Cougar food habits in southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 48: 147-155.
- Acosta-Jamett, G., y Simonetti, J.A. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13: 1135-1151.
- Acosta-Jamett, G.A. 2001. Efecto de la fragmentación del bosque nativo en la conservación de *Oncifelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus* en Chile central. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias Biológicas mención Ecología. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Agüero, T., y Simonetti, J.A. 1988. Home range assessment: a comparison of five methods. *Revista Chilena de Entomología* 61: 223-229.
- Allen, D.G., Harrison, J.A., Navarro, R.A., van Wilgen, B.W., y Thompson, M.W. 1995. Understorey species composition patterns in a *Pinus radiata* D. Don plantation on the central North Island volcanic plateau, New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science* 25: 301-317.
- Alrababah, M.A., Alhamad, M.A., Suwaileh, A., y Al-Gharaibeh, M. 2007. Biodiversity of semi-arid Mediterranean grasslands: Impact of grazing and afforestation. *Applied Vegetation Science* 10: 257-264.
- Alverson, W.S., Waller, D.M., y Solheim, S.L. 1988. Forests Too Deer: Edge Effects in Northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2: 348-358.
- Amacher, A.J., Barrett, R.H., Moghaddas, J.J., y Stephens, S.L. 2008. Preliminary effects of fire and mechanical fuel treatments on the abundance of small mammals in the mixed-conifer forest of the Sierra Nevada. *Forest Ecology and Management* 255: 3193-3202.
- Andrade-Núñez, M.J., y Aide, T.M. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoologia* 27: 909-917.
- Angerbjorn, A., Tannerfeldt, M., y Erlinge, S. 1999. Predator-Prey Relationships: Arctic Foxes and Lemmings. *Journal of Animal Ecology* 68: 34-49.
- Arroyo, J. 1980. Relevamiento y priorización de áreas con posibilidades de riego. CFI - COPADE, Volumen II, Neuquén.
- Aubin, I., Messier, C., y Bouchard, A. 2008. Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests? *Biological Conservation* 141: 2461-2476.
- Bailey, J.D., Mayrsohn, C., Doescher, P.S., St. Pierre, E., y Tappeiner, J.C. 1998. Understorey vegetation in old and young Douglas-fir forests of western Oregon. *Forest Ecology and Management* 112: 289-302.
- Baldi, R., Albon, S.A., y Elston, D.E. 2001. Guanacos and sheep: evidence for continuing competition in arid Patagonia. *Oecologia* 129: 561-570.
- Barbaro, L., Couzi, L., Bretagnolle, V., Nezan, J., y Vetillard, F. 2008. Landscape complementation for breeding and foraging in the declining Eurasian hoopoe (*Upupa epops*). *Biodiversity and Conservation* 17: 1073-1087.
- Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vetillard, F., Guyon, D., y Jactel, H. 2005. Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Ecoscience* 12: 110-121.
- Barnett, J.L., How, R.A., y Humphrey, W.F. 1977. Small Mammal Populations in Pine and Native Forests in North-Eastern New South Wales. *Australian Wildlife Research* 4: 233-240.

- Barros, V.R., Cordon, V.H., C.L., M., R.J., M., Forquera, J.C., y O., P. 1983. Cartas de Precipitación de la zona oeste de las Provincias de Río Negro y Neuquén. Universidad Nacional del Comahue, Informe de la Facultad de Ciencias Agrarias, Cinco Saltos, Neuquén, Argentina.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485-488.
- Beier, P., y Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Belden, G., Stuebing, R., y Nyegang, M. 2007. Small carnivores in mixed-use forest in Bintulu Division, Sarawak, Malaysia. *Small Carnivore Conservation* 36: 3537.
- Bellati, J., y von Thüngen, J. 1990. Lamb predation in Patagonian ranches. Davis, L.R. y Marsh, R.E. (eds.). *Proceedings 14th Vertebrate Pest Conference*. University of California, Davis.
- Bellows, A.S., Pagels, J.F., y Mitchell, J.C. 2001. Macrohabitat and microhabitat affinities of small mammals in a fragmented landscape on the upper coastal plain of Virginia. *American Midland Naturalist* 146: 345-360.
- Bender, D.J., y Fahrig, L. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology* 86: 1023-1033.
- Bennett, A.F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4: 109-122.
- Berndt, L., Brockerhoff, E., y Jactel, H. 2008. Can exotic plantation forests provide surrogate habitat for carabid beetles where native forest is rare? *Biodiversity and Conservation* 17: 1171-1185.
- Bisceglia, S.B.C., Pereira, J.A., Teta, P., y Quintana, R.D. 2008. Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments* 72: 1120-1126.
- Bonham, K.J., Mesibov, R., y Bashford, R. 2002. Diversity and abundance of some ground-dwelling invertebrates in plantation vs. native forests in Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* 158: 237-247.
- Bonino, N. 2005. Guía de Mamíferos de la Patagonia Argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Bonino, N., Cossios, D., y Menegheti, J. 2008. Dispersión de la liebre europea (*Lepus europaeus*) en Sudamérica. *Comunicación Técnica* N° 152.
- Bonnington, C., Weaver, D., y Fanning, E. 2009. The use of teak (*Tectona grandis*) plantations by large mammals in the Kilombero Valley, southern Tanzania. *African Journal of Ecology* 47: 138-145.
- Bran, D., Pérez, A., Barrios, D., Pastorino, M., y Ayesa, J. 2003. Mapa de distribución del Ciprés de la Cordillera. Escala 1:250.000. INTA EEA Bariloche, APN, Fundación Vida Silvestre Bariloche, Argentina.
- Branch, L.C., Pessino, M., y Villarreal, D. 1996. Response of pumas to a population decline of the plains vizcacha. *Journal of Mammalogy* 77: 1132-1140.
- Bremer, L., y Farley, K. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19: 3893-3915.
- Brinkerhoff, R.J., Haddad, N.M., y Orrock, J.L. 2005. Corridors and olfactory predator cues affect small mammal behavior. *Journal of Mammalogy* 86: 662-669.
- Brockerhoff, E., Berndt, L., y Jactel, H. 2005. Role of exotic pine forests in the conservation of the critically endangered ground beetle *Holcaspis brevicula* (Coleoptera: Carabidae). *New Zealand Journal of Ecology* 29: 37-43.

- Brockerhoff, E., Jactel, H., Parrotta, J., Quine, C., y Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.
- Brockerhoff, E.G., Ecroyd, C.E., Leckie, A.C., y Kimberley, M.O. 2003. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 185: 307-326.
- Broquen, P., Giardin, J., y Frugoni, P. 1995. Evaluación de algunas propiedades de suelos derivados de cenizas volcánicas asociadas con forestaciones de coníferas exóticas (SO de la provincia de Neuquén - R. Argentina). *Bosque* 16: 69-79.
- Brown, J.S. 1988. Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 22: 37-47.
- Buskirk, S.W., y Zielinski, W.J. 2003. Small and mid-sized carnivores Pp. 207-249 en: Zabel, C.J. y Anthony, R.G. (eds.) *Mammal Community Dynamics: Management and Conservation in the Coniferous Forests of Western North America*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. II(I): Fasc. I. ACME, Buenos Aires.
- Candan, F., Broquen, P., y Pellegrini, V. 2006. Cambios en el sotobosque asociados al reemplazo de la vegetación natural por *Pinus ponderosa* Dougl. con diferentes manejos (SO de Neuquén, Argentina). *Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales* 15: 50-65.
- Carbone, C., Mace, G.M., Roberts, S.C., y Macdonald, D.W. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402: 286-288.
- Carey, A.B., y Johnson, M.L. 1995. Small Mammals in Managed, Naturally Young, and Old-Growth Forests. *Ecological Applications* 5: 336-352.
- Carnus, J., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., OHara, K., y Walters, B. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* 104: 66-77.
- Carrol, C., Noss, R., y Paquet, P.C. 2001. Carnivores as focal speies for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications* 11: 961-980.
- Castillo, D.F., Lucherini, M., Luengos Vidal, E.M., Manfredi, C., y Casanave, E.B. 2011. Spatial organization of Molina's hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in two landscapes of the Pampas grassland of Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 89: 229-238.
- CFI-FUNDFAE. 2009. Inventario del bosque implantado de la provincia del Neuquén. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., y Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Chehébar, C., y Martín, S. 1989. Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de los mamíferos de la Patagonia. Doñana, *Acta Vertebrata* 16: 247-291.
- Chehébar, C., Mermóz, M., Gross, M., Rapponi, C., Bran, D., Ayesa, J., y Umaña, F. 2002. Conservación de la diversidad natural en Patagonia Árida: definición de criterios de identificación de áreas de alto valor. Delegación Regional Patagonia-APN, INTA EEA Bariloche, Bariloche, Argentina.
- Cherem, J.J., Graipel, M.E., Tortato, M., Althoff, S., Brüggemann, F., Matos, J., Voltolini, J.C., Freitas, R., Illenseer, R., Hoffmann, F., Ghizoni-Jr., I.R., Bevilacqua, A., Reinicke, R., Salvador, C.H., Filippini, A., Furnari, N., Abati, K., Moraes, M., Moreira, T., Rodrigues Oliveira-Santos, L.G., Kuhnen, V.,

- Maccarini, T., Goulart, F., Mozerle, H., Fantacini, F., Dias, D., Penedo-Ferreira, R., Pinto Vieira, B., y Simões-Lopes, P.C. 2011. Mastofauna terrestre do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas* 24: 73-84.
- Chiarucci, A., y De Dominicis, V. 1995. Effects of pine plantations on ultramafic vegetation of central Italy. *Israel Journal of Plant Sciences* 43: 7.
- Chitty, D., y Phipps, E. 1996. Seasonal changes in survival in mixed populations of two species of vole. *Journal of Animal Ecology* 35: 313-331.
- Clout, M.N., y Gaze, P.D. 1984. Effects of plantation forestry on birds in New Zealand. *Journal of Applied Ecology* 21: 795-815.
- Conner, M.C., Labisky, R.F., y Progulsk Jr., D.R. 1983. Scent-Station Indices as Measures of Population Abundance for Bobcats, Raccoons, Gray Foxes, and Opossums. *Wildlife Society Bulletin* 11: 146-152.
- Constantine, N.L., Campbell, T.A., Baughman, W.M., Harrington, T.B., Chapman, B.R., y Miller, K.V. 2004. Effects of clearcutting with corridor retention on abundance, richness, and diversity of small mammals in the Coastal Plain of South Carolina, USA. *Forest Ecology and Management* 202: 293-300.
- Converse, S.J., Block, W.M., y White, G.C. 2006. Small mammal population and habitat responses to forest thinning and prescribed fire. *Forest Ecology and Management* 228: 263-273.
- Corley, J.C., Sackmann, P., Rusch, V., Bettinelli, J., y Paritsis, J. 2006. Effects of pine silviculture on the ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) of the Patagonian steppe. *Forest Ecology and Management* 222: 162-166.
- Cottam, G., Curtis, J.T., y Hale, B.W. 1953. Some Sampling characteristics of a population of randomly dispersed individuals. *Ecology* 34: 741-757.
- Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- Cuellar, E., Maffei, L., Arispe, R., y Noss, A. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41: 169-177.
- Cuellar, E., y Noss, A. 1997. Conteo de huellas en brechas barridas: un índice de abundancia para mamíferos. *Ecología en Bolivia* 30: 55-67.
- Cummings, J., y Reid, N. 2008. Stand-level management of plantations to improve biodiversity values. *Biodiversity and Conservation* 17: 1187-1211.
- Cunningham, S.A., Floyd, R.B., y Weir, T.A. 2005. Do *Eucalyptus* plantations host an insect community similar to remnant *Eucalyptus* forest? *Austral Ecology* 30: 103-117.
- Daily, G.C. 2001. Ecological forecasts. *Nature* 411: 245.
- Danklmaier, C. 2006. Análisis de los factores socioculturales que influyen en la performance de los programas de promoción forestal en Chubut, Argentina. Proyectos Federales de Innovación Productiva PFIP 2004-I . "Modelos de desarrollo forestal para la diversificación de los sistemas agrarios del Noroeste del Chubut" Diagnóstico Social, Esquel, Argentina.
- Datta, A., Anand, M.O., y Naniwadekar, R. 2008. Empty forests: Large carnivore and prey abundance in Namdapha National Park, north-east India. *Biological Conservation* 141: 1429-1435.
- De Angelo, C., Paviolo, A., y Di Bitetti, M. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distribution* 17: 422-436.

- De Angelo, C.D. 2009. El paisaje del Bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*). Tesis para optar al grado de Doctor. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Dezzotti, A., y Sancholuz, L. 1991. Los bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina: ubicación, estructura y crecimiento. *Bosque* 12: 43-52.
- Di Bitetti, M., Paviolo, A., y De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153-163.
- Dias-Espartosa, K., Trevizan-Pinotti, B., y Pardini, R. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation* 20: 2815-2829.
- Dinerstein, E., Olson, D.M., Graham, D.J., Webster, A.L., Primm, S.A., Bookbinder, M.P., y Ledec, G. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank and World Wildlife Fund, Washington, DC, USA.
- Donadio, E., y Buskirk, S.W. 2006. Diet, morphology, and interspecific killing in carnivora. *The American Naturalist* 167: 13.
- Donadio, E., Di Martino, S., Aubone, M., y Novaro, A.J. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. *Mammalia* 65: 49-54.
- Donadio, E., Di Martino, S., Aubone, M., y Novaro, A.J. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments* 56: 709-718.
- Downes, S.J., Handasyde, K.A., y Elgar, M.A. 1997. The Use of Corridors by Mammals in Fragmented Australian Eucalypt Forests. *Conservation Biology* 11: 718-726.
- Driscoll, D.A. 2004. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications* 14: 220-240.
- Ehrlich, P., y Ehrlich, A. 1992. The value of biodiversity. *Ambio* 21: 219-226.
- Elmhagen, B., y Angerbjörn, A. 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94: 89-100.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W., y Willoughby, J.W. 1998. Measuring & monitoring plant populations. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, Denver, Colorado, USA.
- Emmons, L., y Helgen, K. 2008. *Conepatus chinga*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. Descargado el 17 de Febrero de 2012. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Estades, C.F., y Temple, S.A. 1999. Deciduous-Forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9: 573-585.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fahy, O., y Gormally, M. 1998. A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. *Forest Ecology and Management* 110: 263-273.
- FAO. 2010. Global forest resources assessment 2010. FAO, Roma.
- Fedriani, J.M., Palomares, F., y Delibes, M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* 121: 138-148.
- Fernández, M.E., Gyenge, J.E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T. 2002. Silvopastoral systems in northwestern Patagonia I: growth and photosynthesis of *Stipa*

- speciosa* under different levels of *Pinus ponderosa* cover. *Agroforestry Systems* 55: 27-35.
- Fernández, M.E., Gyenge, J.E., y Schlichter, T.M. 2005. Desarrollo de Sistemas Silvopastoriles basados en Coníferas Exóticas. *IDIA XXI* 8: 237-239.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100: 125-136.
- Ferris, R., Peace, A.J., Humphrey, J.W., y A.C., B. 2000. Relationship between vegetation, site type, and stand structure in coniferous plantations in Britain. *Forest Ecology and Management* 136: 35-51.
- Fischer, J., Fazey, I., Briese, R., y Lindenmayer, D.B. 2005. Making the matrix matter: challenges in Australian grazing landscapes. *Biodiversity and Conservation* 14: 561-578.
- Fischer, J., y Lindenmayer, D.B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112: 473-480.
- Fischer, J., y Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 256-280.
- Flint, R.F., y Fidalgo, F. 1963. Geología glacial de la zona de borde entre los paralelos 39° 10' y 41° 20' de Latitud Sur en la Cordillera de los Andes, R. A., *Boletín* 93, Buenos Aires.
- Flueck, W.T., Smith-Flueck, J.A., y Naumann, C.M. 2003. The current distribution of red deer (*Cervus elaphus*) in southern Latin America. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 49: 112-119.
- Flueck, W.T., y Smith-Flueck, J.M. 1993. Über das in Argentinien angesiedelte Rotwild (*Cervus elaphus*, L., 1758): Verbreitung und Tendenzen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 39: 153-160.
- Flux, J.E.C., y Angermann, R. 1990. The Hares and Jack rabbits. Pp. 61-94 en: Chapman, J.A. y Flux, J.E.C. (eds.) *Rabbits, Hares and Pikas: Status Survey and Conservation Action Plan*. The World Conservation Union.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York.
- Franklin, J.F., y Lindenmayer, D.B. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS* 106: 349-350.
- Franklin, J.F., y Van Pelt, R. 2004. Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry* 102: 22-28.
- Franklin, W.F. 1983. Contrasting socioecologies of South American's wild camelids: the vicuña and the guanaco. Pp. 573-629 en: Eisenberg, F. y Kleiman, D.G. (eds.) *Mammalian biology in South America*. American Society of Mammalogists, Provo, UT, USA.
- Franklin, W.L., Johnson, W.E., Sarno, R.J., y Iriarte, J.A. 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation* 90: 33-40.
- FSC. 1996. *FSC Principles and Criteria For Forest Stewardship*. FSC (Forest Stewardship Council), FSC-STD-01-001 (version 4-0), Bonn, Germany.
- Fuller, R.J., Oliver, T.H., y Leather, S.R. 2008. Forest management effects on carabid beetle communities in coniferous and broadleaved forests: implications for conservation. *Insect Conservation and Diversity* 1: 242-252.

- Fuller, T.K., Johnson, W.E., Franklin, W.L., y Johnson, K.A. 1987. Notes on the patagonian hog-nosed skunk (*Conepatus humboldti*) in Southern Chile. *Journal of Mammology* 68: 864-867.
- Funes, M.C., J., S., Laclau, P., Maresca, L., García, L., Mazzieri, F., Chazarreta, L., Boscos, D., Diana Lavalle, F., Espósito, P., A., G., y Gallardo, A. 2006a. Diagnóstico del estado de conservación de la biodiversidad en el Parque Nacional Lanín: su viabilidad y protección en el largo plazo. Parque Nacional Lanín, San Martín de los Andes, Neuquén.
- Funes, M.C., Novaro, A.J., Monsalvo, O.B., Pailacura, O., Sanchez Aldao, G., Pessino, M., Dosio, R., Chehébar, C., Ramilo, E., Bellati, J., Puig, S., Videla, F., Oporto, N., González del Solar, R., Castillo, E., García, E., Loekemeyer, N., Bugnest, F., y Mateazzi, G. 2006b. El manejo de zorros en la Argentina. Pp. 1-168 en: Bolkovic, M.L. y Ramadori, D. (eds.) Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina. Programas de uso sustentable. Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires.
- Galvez, N. 2009. Priority Habitats for Carnivores Surrounding Protected Areas in Andean Temperate Forests of Chile. Tesis para optar al grado de MSc in Biological Conservation. University of Kent, UK.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O.J., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., y Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Georgii, B., y Schröder, W. 1983. Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus* L.) in the alps. *Oecologia* 58: 238-248.
- Gilg, O., Sittler, B., Sabard, B., Hurstel, A., Sané, R., Delattre, P., y Hanski, I. 2006. Functional and numerical responses of four lemming predators in high arctic Greenland. *Oikos* 113: 193-216.
- Gobbi, M.E., Mazzarino, M.J., y Ferrari, J. 2002. Efecto de plantaciones de coníferas sobre la fertilidad del suelo en la región andino-patagónica. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Argentina.
- Gonda, H. 2001. Manejo de pino ponderosa: Modelo preliminar para plantaciones en sitios de calidad media en la Patagonia andina. *Patagonia Forestal* 7: 7-10.
- Gonzalez-Moreno, P., Quero, J.L., Poorter, L., Bonet, F.J., y Zamora, R. 2011. Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? *Basic and Applied Ecology* 12: 251-259.
- Gonzalez, A., Denegri, G., y Acciaresi, G. 2006. La rentabilidad y protección de la biodiversidad no son incompatibles. *SAGPyA Forestal* 38: 12-17.
- González del Solar, R., y Rau, J.R. 2004. Chilla (*Pseudalopex griseus*) Pp. 56-63 en: Sillero-Zubiri, C., Hoffman, M., y Macdonald, D.W. (eds.) Canids: foxes, wolves, jackals, and dogs. Status survey and conservation action plan. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Species Survival Commission Canid Specialists Group, Gland, Switzerland.
- González, L.A., Murúa, R., y Jofré, C. 2000. Habitat utilization of two muroid species in relation to population outbreaks in southern temperate forests of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 489-495.
- Graves, H.B. 1984. Behavior and Ecology of Wild and Feral Swine (*Sus Scrofa*). *Journal of Animal Science* 58: 482-492.
- Grez, A., Moreno, P., y Elguata, M. 2003. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados al bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista Chilena de Entomología* 29: 9-18.

- Griffiths, M., y van Schaick, C. 1993. Camera trapping: a new tool for the study of elusive rain forest animals. *Tropical Biodiversity* 1: 131-135.
- Gruss, J., y Waller, T. 1989. Diagnóstico y recomendaciones sobre la administración de recursos silvestres en Argentina: la década reciente. WWF, Traffic Sudamérica, CITES, Buenos Aires.
- Guerrero, C., Espinoza, L., Niemeyer, H.M., y Simonetti, J.A. 2006. Using fecal profiles of bile acids to assess habitat use by threatened carnivores in the Maulino forest of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 89-95.
- Gurd, D.B., Nudds, T.D., y Rivard, D.H. 2001. Conservation of Mammals in Eastern North American Wildlife Reserves: How Small Is Too Small? *Conservation Biology* 15: 1355-1363.
- Gyenge, J.E., Fernández, M.E., Dalla Salda, G., y Schlichter, T.M. 2002. Silvopastoral systems in northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. *Agroforestry Systems* 55: 27-35.
- Gyenge, J.E., Fernández, M.E., Rusch, V., Sarasola, M., y Schlichter, T.M. 2010. Towards Sustainable Forestry Development in Patagonia: Truths and Myths of Environmental Impacts of Plantations with Fast-Growing Conifers. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology* 3: 9-22.
- Gyenge, J.E., Fernández, M.E., Sarasola, M., y Schlichter, T.M. 2008. Testing a hypothesis of the relationship between productivity and water use efficiency in Patagonian forests with native and exotic species. *Forest Ecology and Management* 255: 3281-3287.
- Gyenge, J.E., Fernández, M.E., y Schlichter, T.M. 2003. Water relations of ponderosa pines in Patagonia Argentina: implications for local water resources and individual growth. *Trees Structure and Function* 17: 417-423.
- Gyenge, J.E., Fernández, M.E., y Schlichter, T.M. 2007. Influence of radiation and drought on gas exchange of *Austrocedrus chilensis* saplings. *Bosque* 28: 220-225.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S., y Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84: 609-615.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., y Ryan, P.D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Knauer, F., Pilz, S., Küchenhoff, H., Vegvari, Z., Pimentel, R.G., y Metzger, J.P. 2010. Landscape perception by forest understorey birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology* 25: 407-417.
- Hanski, I. 1991. Single species metapopulation dynamics: concepts, models, and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 17-38.
- Hansky, I., Moilanen, A., y Gyllenberg, M. 1996. Minimum Viable Metapopulation size. *The American Naturalist* 147: 527-541.
- Hartley, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.
- Havari, B.A., y Carey, A.B. 2000. Forest management strategy, spatial heterogeneity, and winter birds in Washington. *Wildlife Society Bulletin* 28: 643-652.
- Hayes, J.P., Chan, S.S., Emmingham, W.H., Tappeiner, J.C., Kellogg, L.D., y Bailey, J.D. 1997. Wildlife response to thinning young forests in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 95: 28-33.

- Hayes, J.P., Schoenholtz, S.H., Hartley, M.J., Murphy, G., Powers, R.F., Berg, D., y Radosevich, S.R. 2005. Environmental Consequences of Intensively Managed Forest Plantations in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 103: 83-87.
- Hayes, J.P., Weikel, J.M., y Huso, M.M.P. 2003. Response of birds to thinning young Douglasfir forests. *Ecological Applications* 13: 1222-1232.
- Haynes, K.J., Dilleuth, F.P., Anderson, B.J., Hakes, A.S., Jackson, H.B., Jackson, S.E., y Corin, J.T. 2006. Landscape context outweighs local habitat quality in its effects on herbivore dispersal and distribution. *Oecologia* 151: 431-441.
- Hebeisen, C., Fattebert, J., Baubet, E., y Fischer, C. 2008. Estimating wild boar (*Sus scrofa*) abundance and density using capture-resights in Canton of Geneva, Switzerland. *European Journal of Wildlife Research* 54: 391-401.
- Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Nilsen, E.B., y Andersen, R. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265: 63-71.
- Hilty, J.A., y Merenlender, A.M. 2004. Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conservation Biology* 18: 126-135.
- Hobbs, R., Catling, P.C., Wombey, J.C., Clayton, M., Atkins, L., y Reid, A. 2003. Faunal use of bluegum (*Eucalyptus globulus*) plantations in southwestern Australia. *Agroforestry Systems* 58: 195-212.
- Hóðar, J.A. 1996. Te use of regression equations for estimation of arthropod biomass in ecological studies. *Acta Oecologica* 17: 421-433.
- Homolka, M. 1986. Daily activity pattern of the European hare (*Lepus europaeus*). Academia, Brno, Czech Republic.
- Humphrey, J., Ferris, R., Jukes, M., y Peace, A. 2003. Biodiversity in in Britain's Planted Forests. Edinburgh.
- Humphrey, J.W., Ferris, R., Jukes, M.R., y Peace, A.J. 2002. The potential contribution of conifers plantations to the UK Biodiversity Action Plan. *Botanical Journal of Scotland* 54: 49-62.
- Humphrey, J.W., Newton, A.C., Peace, A.J., y Holden, E. 2000. The importance of conifer plantations in northern Britain as a habitat for native fungi. *Biological Conservation* 96: 241-252.
- Iriarte, J.A., Franklin, W.L., Johnson, W.E., y Redford, K.H. 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia* 85: 185-190.
- Iriarte, J.A., Johnson, W.E., y Franklin, W.L. 1991. Feeding ecology of the Patagonia puma in southernmost Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 65: 145-156.
- Irigoin, N. 2004. "Hacia un manejo sustentable" Valle de Meliquina. *SAGPyA Forestal* 31: 14-19.
- Ito, S., Nakayama, R., y Buckley, G.P. 2004. Effects of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *Forest Ecology and Management* 196: 213-225.
- IUCN. 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Jaksic, F.M., Feinsinger, P., y Jiménez, J.E. 1996. Ecological Redundancy and Long-Term Dynamics of Vertebrate Predators in Semiarid Chile. *Conservation Biology* 10: 252-262.
- James, A.R.C., y Stuart-Smith, A.K. 2000. Distribution of Caribou and Wolves in Relation to Linear Corridors. *The Journal of Wildlife Management* 64: 154-159.

- Jimenez, J.E., Yañez, J.L., Tabilo, E.L., y Jaksic, F.M. 1996. Niche-complementarity of South American foxes: reanalysis and test of a hypothesis. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 113-123.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65-71.
- Johnson, W.E., y Franklin, W.L. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. *Journal of Mammalogy* 72: 815-820.
- Johnson, W.E., y Franklin, W.L. 1994a. Role of Body Size in the Diets of Sympatric Gray and Culpeo Foxes. *Journal of Mammalogy* 75: 163-174.
- Johnson, W.E., y Franklin, W.L. 1994b. Spatial resource partitioning by sympatric grey fox (*Dusicyon griseus*) and culpeo fox (*Dusicyon culpaeus*) in southern Chile. *Canadian Journal of Zoology* 72: 1788-1793.
- Johnson, W.E., Fuller, T.K., Arribillaga, G., Franklin, W.L., y Johnson, K.A. 1988. Seasonal changes in activity patterns of the Patagonian hog-nosed skunk (*Conepatus humboldti*) in Torres del Paine National Park, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 61: 217-221.
- Jukes, M.R., Peace, A.J., y Ferris, R. 2001. Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology and Management* 148: 271-286.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A., y Hines, J.E. 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 4854-4858.
- Karanth, U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- Karnth, U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- Kasper, C.B., Mazim, F.D., Soares, J.B.G., de Oliveira, T., y Fabián, M.E. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 1087-1100.
- Kelly, M.J., Noss, A.J., Di Bitetti, M.S., Maffei, L., Arispe, R.L., Paviolo, A., De Angelo, C.D., y Di Blanco, Y.E. 2008. Estimating Puma Densities from Camera Trapping across Three Study Sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89: 408-418.
- Kelt, D.A. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in central southern Chile. *Biological Conservation* 92: 345-358.
- Kelt, D.A., y Pardiñas, U.F.J. 2008. *Lycodon patagonicus*. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. Descargado el 17 Febrero de 2012. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Kitchen, A.M., Gese, E.M., y Schauster, E.R. 1999. Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. *Canadian Journal of Zoology* 78: 853-857.
- Kok, O.B., y Nel, J.A.J. 2004. Convergence and divergence in prey of sympatric canids and felids: opportunism or phylogenetic constraint? *Biological Journal of the Linnean Society* 83: 527-538.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., y Breitenmoser, U. 2004. Fragmented landscapes road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of the Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41: 711-723.

- Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jadrzejewska, B., y Jadrzejewski, W. 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258: 1528-1535.
- Kurz, J.C., y Marchinton, R.L. 1972. Radiotelemetry studies of feral hogs in South Carolina. *Journal of Wildlife Management* 26: 1240-1248.
- Laclau, P. 1997. Los Ecosistemas Forestales y el Hombre en el Sur de Chile y Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Boletín Técnico N° 34.
- Laclau, P. 2006. Fijación de carbono en ecosistemas boscosos y herbáceos del norte de la Patagonia. Tesis para optar al grado de Doctor. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche.
- Lantschner, M.V., y Rusch, V. 2007. Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. *Ecología Austral* 17: 99-112.
- Lantschner, M.V., Rusch, V., y Peyrou, C. 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 17: 969-989.
- Lara, A., Bran, D., Rutherford, P., Pérez, A., Clayton, S., Montory, C., Ayesa, J., Barrios, D., Gross, M., y Iglesias, G. 1999. Mapeo de la eco-región de los bosques valdivianos. Escala 1:500.000. Fundación Vida Silvestre Argentina, Boletín Técnico N° 51.
- Letourneau, F., Caballé, G., Andenmatten, E., y De Agostini, N. 2010. Simulación de manejo silvícola en base a umbrales de cobertura en sistemas silvopastoriles compuestos por *Festuca pallezensis* y *Pinus ponderosa*. Primer Congreso Internacional Agroforestal Patagónico. Coyhaique, Chile.
- Letourneau, F., López, C., Ayesa, J., y Bran, D. 1998. Inventario de Plantaciones Forestales y Caracterización de Ambientes Naturales, Suelos y Vegetación de la Estancia Santa Lucía, Valle del río Meliquina, Provincia de Neuquén. INTA EEA Bariloche, Bariloche.
- Levey, D.J., Bolker, B.M., Tewksbury, J.J., Sargent, S., y Haddad, N.M. 2005. Effects of Landscape Corridors on Seed Dispersal by Birds. *Science* 309: 146-148.
- Levins, R. 1970. Extinction. Some Mathematical Questions in Biology. Pp. 77-107 en: Gerstenhaber, M. (ed.) *Lectures on Mathematics in Life Sciences 2*. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.
- Licata, J., Gyenge, J.E., Fernandez, M.E., Schlichter, T.M., y Bond, B.J. 2008. Increased water use by Ponderosa pine plantations in northwestern Patagonia, Argentina compared with native vegetation. *Forest Ecology and Management* 255: 753-764.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Nix, H., y Lindenmayer, B.D. 2002. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72: 1-18.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Triggs, B.E., y Belvedere, M. 1994. Factors influencing the occurrence of mammals in retained linear strips (wildlife corridors) and contiguous stands of montane ash forest in the Central Highlands of Victoria, southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 67: 113-133.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., y Pope, M.L. 1999. A large-scale "experiment" to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals *Biological Conservation* 88: 387-403.
- Lindenmayer, D.B., y Franklin, J.F. 2002. *Conserving forest biodiversity. A comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington.

- Lindenmayer, D.B., y Hobbs, R.J. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests - a review. *Biological Conservation* 119: 151-168.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., y Botkin, S.B. 2000a. Indicators of biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14: 941-950.
- Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Parris, K.M., y Pope, M.L. 2000b. Habitat fragmentation, landscape context, and mammalian assemblages in southeastern Australia. *Journal of Mammalogy* 81: 787-797.
- Lindenmayer, D.B., y Munks, S. 2000. Principles and recommendations. Munks, S. y McArthur, C. (eds.). *Plantation design and fauna conservation. Fauna Issues and Plantation Design Workshop*. Horbat, Australia.
- Linhart, S.B., y Knowlton, F.F. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin* 3: 119-124.
- Link, W.A., y Sauer, J.R. 1998. Estimation of population change from count data: application to the North American Breeding Bird Survey. *Ecological Applications* 8: 258-268.
- Linkie, M., y Ridout, M.S. 2011. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* 284: 224-229.
- Linnell, J.D.C., y Strand, O. 2000. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Diversity and Distributions* 6: 169-176.
- Loguercio, G.A., Claverie, H., y Rey, M.A. 2005. Posibilidades de manejo forestal de los bosques de ciprés de la cordillera. *IDIA XXI* 8: 82-86.
- Loguercio, G.A., y Deccechis, F. 2006a. Forestaciones en la Patagonia andina: potencial y desarrollo alcanzado: Parte 1. *Patagonia Forestal* 12: 4-6.
- Loguercio, G.A., y Deccechis, F. 2006b. Forestaciones en la Patagonia andina: potencial y desarrollo alcanzado: Parte 2. *Patagonia Forestal* 12: 23-26.
- López, C., Bran, D., y Ayesa, J. 2005. Evaluación de aptitud forestal de las tierras. *IDIA XXI* 8: 87-89.
- Lozada, M., Guthmann, N., y Baccala, N. 2000. Microhabitat selection of five sigmodontine rodents in a forest-steppe transition zone in northwestern Patagonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 35: 85-90.
- Lucca, D., Riquelme, A., y Sanguinetti, J. 2006. Calidad de trofeos, éxito de caza y captura por unidad de esfuerzo en tierras públicas y privadas del PN Lanín (1995 - 2006). *Parque Nacional Lanín*.
- Lucherini, M., de Oliveira, T., y Acosta, G. 2008. *Leopardus geoffroyi*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Lucherini, M., Reppucci, J.I., Walker, R.S., Villalba, M.L., Wurstten, A., Gallardo, G., Iriarte, A., Villalobos, R., y Perovic, P. 2009. Activity Pattern Segregation of Carnivores in the High Andes. *Journal of Mammalogy* 90: 1404-1409.
- Lyra-Jorge, M., Ciocheti, G., y Pivello, V. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of Sao Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17: 1573-1580.
- Lyra-Jorge, M., Ribeiro, M., Ciocheti, G., Tambosi, L., y Pivello, V. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 56: 359-368.
- MacArthur, R.H., y Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew Royle, J., y Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248-2255.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Hines, J.E., y Bailey, L.L. 2005. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier, San Diego, USA.
- Magura, T., Tothmeresz, B., y Bordan, Z. 2000. Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biological Conservation* 93: 95-102.
- Manfredi, C., Lucherini, M., Canepuccia, A.D., y Casanave, E.B. 2004. Geographical variation in the diet of Geoffroy's Cat (*Oncifelis geoffroyi*) in Pampas grassland of Argentina. *Journal of Mammalogy* 85: 1111-1115.
- Manfredi, C., Lucherini, M., Soler, L., Baglioni, J., Vidal, E.L., y Casanave, E.B. 2011. Activity and movement patterns of Geoffroy's cat in the grasslands of Argentina. *Mammalian Biology - Zeitschrift fur Saugetierkunde* 76: 313-319.
- Manfredi, C., Soler, L., Lucherini, M., y Casanave, E.B. 2006. Home range and habitat use by Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in a wet grassland in Argentina. *Journal of Zoology* 268: 381-387.
- Marqués, B., Vila, A.R., Bonino, N., y Bran, D. 2011. Impactos potenciales de la ganadería ovina sobre la fauna silvestre de la Patagonia. Ediciones INTA.
- Mazzolli, M. 2010. Mosaics of Exotic Forest Plantations and Native Forests as Habitat of Pumas. *Environmental Management* 46: 237-253.
- McCarthy, M.A., y Lindenmayer, D.B. 1999. Incorporating metapopulation dynamics of greater gliders into reserve design in disturbed landscapes. *Ecology* 80: 651-667.
- McComb, B.C. 2008. *Wildlife Habitat Management: Concepts and Applications in Forestry*. CRC Press, Boca Raton.
- Mella, J.J., Simonetti, J.A., y Ebensperger. 1991. Trophic-Niche relationships among *Galictis cuja*, *Ducicyon culpaeus*, and *Tyto alba* in central Chile. *Journal of Mammalogy* 72: 820-823.
- Meserve, P.L. 1981. Resource partitioning in a Chilean semi-arid small mammal community. *Journal of Animal Ecology* 50: 745-757.
- Meserve, P.L., Shadrick, E.J., y Kelt, D.A. 1987. Diets and selectivity of two Chilean predators in the northern semiarid zone. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 93-99.
- MFRC. 1999. *Sustaining Minnesota Forest Resources: Voluntary site-level forest management guidelines for landowners, loggers and resource managers*. MFRC (Minnesota Forest Resource Council), St Paul, Minnesota, USA.
- Miller, K.R. 1996. Conserving Biodiversity in Managed Landscapes. Pp. 425-441 en: Szaro, R.C. y Johnson, D. (eds.) *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York.
- Mills, M.G.L. 1992. A comparison of methods used to study food habits of large African carnivores. Pp. 1112-1124 en: McCullough, D.R. y Barret, R.H. (eds.) *Wildlife 2001: populations*. Elsevier Applied Science, London.
- MINAE. 1998. Decreto N°27388. Principios, Criterios e Indicadores de Manejo Forestal en Costa Rica. MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía), La Gaceta N° 12, San José de Costa Rica.
- Mitchell, B., Staines, B.W., y Welch, D. 1977. *Ecology of Red Deer: A research review relevant to their management in Scotland*. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge.

- Monjeau, J.A., Sikes, R.S., Birney, E.C., Guthmann, N., y Phillips, C.J. 1997. Small mammal community composition within the major landscape divisions of Patagonia, Southern Argentina. *Mastozoología Neotropical* 4: 113-127.
- Monteverde, M.J., y Piudo, L. 2011. Activity Patterns of the Culpeo Fox (*Lycalopex Culpaeus* Magellanica) in a Non-Hunting Area of Northwestern Patagonia, Argentina. *Mammal Study* 36: 119-125.
- Moore, S.E., y Allen, H.L. 1999. Plantation forestry. Pp. 400-433 en: Hunter, M.L.J. (ed.) *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, New York.
- Morrison, M.L., y Hall, L.S. 2002. Standard Terminology: Toward a Common Language to Advance Ecological Understanding and Application. en: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Paphael, M.G., Wall, W.A., y Samson, F.B. (eds.) *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington D.C.
- Mortelliti, A., y Boitani, L. 2008. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology* 23: 285-298.
- Muñoz-Pedrerros, A., y Murúa, R. 1989. Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile central. *Turrialba* 39: 143-150.
- Muñoz-Pedrerros, A., y Murúa, R. 1990. Control of small mammals in a pine plantation (Central Chile) by modification of the habitat of predators (*Tyto alba*, Strigiforme and *Pseudalopex* sp., Canidae). *Acta Oecologica* 11: 251-261.
- Nájera, A., y Simonetti, J.A. 2010. Enhancing Avifauna in Commercial Plantations. *Conservation Biology* 24: 319-324.
- Neuman, F.G. 1979. Insect pest management in Australian radiata pine plantations. *Australian Forestry* 47: 218-224.
- Norton, D. 1999. Forest Reserves. en: Hunter, M.L.J. (ed.) *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Norton, D.A. 1998. Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: Options for the future. *New Zealand Journal of Forestry* 43: 34-39.
- Noss, R.F., y Cooperrider, A.Y. 1994. *Natures Legacy: Projecting and restoring biodiversity*. Defenders of Wildlife and Island Press, Washington.
- Noss, R.F., Quigley, H.B., Hornocker, M.G., Merrill, T., y Paquet, P.C. 1996. *Conservation Biology and Carnivore Conservation in the Rocky Mountains*. *Conservation Biology* 10: 949-963.
- Novaro, A.J. 1995. Sustainability of harvest of culpeo foxes in Patagonia. *Oryx* 29: 18-22.
- Novaro, A.J. 1997a. *Pseudalopex culpaeus*. *Mammalian Species* 558: 1-8.
- Novaro, A.J. 1997b. Source-sink dynamics induced by hunting: case study of culpeo foxes on rangelands in Patagonia, Argentina. Tesis para optar al grado de PhD. University of Florida, Gainesville.
- Novaro, A.J., Funes, M.C., y Jiménez, J. 2004. Patagonian foxes. Pp. 243-254 en: Macdonald, D.W. y Sillero-Zubiri, C. (eds.) *Biology and Conservation of Wild Canids*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Novaro, A.J., Funes, M.C., Rambeaud, C., y Monsalvo, O. 2000a. Calibración del índice de estaciones odoríferas para estimar tendencias poblacionales del zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Patagonia. *Mastozoología Neotropical* 7: 81-88.

- Novaro, A.J., Funes, M.C., y Walker, R.S. 2000b. Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation* 92: 25-33.
- Novaro, A.J., Funes, M.C., y Walker, S.R. 2005. An empirical test of source-sink dynamics induced by hunting. *Journal of Applied Ecology* 42: 910-920.
- Novaro, A.J., y Walker, S.R. 2005. Human-induced changes in the effect of top carnivores on biodiversity in the Patagonian Steppe. Pp. 268-288 en: Ray, J.C., Redford, K.H., Steneck, R.S., y Berger, J. (eds.) *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Island Press, Washington.
- Novillo, A., y Ojeda, R. 2008. The exotic mammals of Argentina. *Biological Invasions* 10: 1333-1344.
- Nowell, K., y Jackson, P. 1996. *Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Nuñez, M.A., Relva, M.A., y Simberloff, D. 2008. Enemy release or invasional meltdown? Deer preference for exotic and native trees on Isla Victoria, Argentina. *Austral Ecology* 33: 317-323.
- Núñez, R., Miller, B., y Lindzey, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology* 252: 373-379.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F., y Wibisono, H.T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6: 131-139.
- O'Connell, A.F., Nichols, J.D., y Karanth, K.U. 2011. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.
- O'Connor, T.G. 2005. Influence of land use on plant community composition and diversity in Highland Sourveld grassland in the southern Drakensberg, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 42: 975-988.
- O'Brien, T.G. 2010. Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework. en: O'Connell, A.F., Nichols, J.D., y Karanth, K.U. (eds.) *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York.
- Odgen, J., Braggins, J., Stretton, K., y Anderson, S. 1997. Plant species richness under *Pinus radiata* stands on the Central North Island Volcanic Plateau, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 17-29.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., y Kassem, K.R. 2001. *Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth*. *BioScience* 51: 933-938.
- Ordiz, A., y Llana, L. 2004. Situación del linco ibérico *Lynx pardinus* en la Sierra de Gata y alrededores. *Galemys* 16: 15-23.
- Orellana, I., y Raffaele, E. 2010. The spread of the exotic conifer *Pseudotsuga menziesii* in *Austrocedrus chilensis* forests and shrublands in northwestern Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Forestry Science* 40: 199-209.
- Oxbrough, A.G., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P.S., y Smith, G.F. 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. *Forest Ecology and Management* 212: 171-183.
- Palomares, F., y Caro, T.M. 1999. Interspecific killing among Mammalian Carnivores. *The American Naturalist* 153: 492-508.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J., y Revilla, E. 2000. Iberian Lynx in a Fragmented Landscape: Predispersal, Dispersal, and Postdispersal Habitats. *Conservation Biology* 14: 809-818.

- Pardiñas, U.F.J., Moreira, G.J., Garcia-Esponda, C.M., y De Santis, L.J.M. 2000. Environmental deterioration and micromammals during the Holocene in northeastern Patagonian steppe (Argentina). *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 9-21.
- Paritsis, J., y Aizen, M.A. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest Ecology and Management* 255: 1575-1583.
- Parrotta, J.A., J., T., y Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-8.
- Paruelo, J., Beltrán, A., Jobbágy, E., Sala, O., y Golluscio, R. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and control on biotic processes. *Ecología Austral* 8: 85-102.
- Pauchard, A., Aguayo, M., y Alaback, P. 2006. Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos. Pp. 41-68 en: Grez, A.A., Simonetti, J.A., y Bustamante, R.O. (eds.) *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Pawson, S., Brockerhov, E., Meenken, E., y Didham, R. 2008. Non-native plantation forests as alternative habitat for native forest beetles in a heavily modified landscape. *Biodiversity and Conservation* 17: 1127-1148.
- Pearson, O. 1983. Characteristics of mammalian fauna from forests in Patagonia, Southern Argentina. *Journal of Mammalogy* 64: 476-492.
- Pearson, O.P. 1995. Annotated keys for identifying small mammals living in or near Nahuel Huapi National Park or Lanín National Park, southern Argentina. *Mastozoología Neotropical* 2: 99-148.
- Pearson, O.P., Martin, S., y Bellati, J. 1987. Demography and reproduction of the silky desert mouse (*Eligmodontia*) in Argentina. *Fieldiana Zoology* 39: 433-446.
- Pearson, O.P., y Pearson, A.K. 1982. Ecology and biogeography of the southern rainforest of Argentina. Pp. 129-142 en: Mares, M.A. y Genoways, H.H. (eds.) *Mammalian Biology in South America*. Special Publication Pymatuning Laboratory of Ecology 6.
- Peek, J.M., Scott, M.D., Nelson, L.J., y Pierce, J.D. 1982. Role of cover in habitat management for big game in northwestern United States. *T N Am Wild Nat Res* 47: 363-373.
- Pereira, J., Di Bitetti, M., Fracassi, N.G., Paviolo, A., De Angelo, C., y Di Blanco, Y.E. 2008a. Estimación de la abundancia de los pequeños felinos silvestres del Parque Nacional Lihúe Calel y alrededores, La Pampa. Información de base para la instauración de un programa de monitoreo poblacional de los felinos silvestres. Informe final de proyecto, Buenos Aires, Argentina.
- Pereira, J., Lucherini, M., de Oliveira, T., Eizirik, E., Acosta, G., y Leite-Pitman, R. 2008b. *Leopardus colocolo*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Pereira, J., Varela, D., y Fracassi, N.G. 2002. Pampas Cat in Argentina: Is it absent from the Pampas? *Cat News* 36: 20-22.
- Pereira, J.A. 2009. Efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroyi*) en el desierto del Monte, Argentina. Tesis para optar al grado de Doctor. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Pereira, J.A. 2010. Activity pattern of Geoffroy's cats (*Leopardus geoffroyi*) during a period of food shortage. *Journal of Arid Environments* 74: 1106-1109.

- Pereira, J.A., DiBitetti, M.S., Fracassi, N.G., Paviolo, A., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., y Novaro, A.J. 2011. Population density of Geoffroy's cat in scrublands of central Argentina. *Journal of Zoology* 283: 37-44.
- Pereira, J.A., Fracassi, N.G., y Uhart, M.M. 2006. Numerical and spatial responses of Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) to prey decline in Argentina *Journal of Mammalogy* 87: 1132-1139.
- Perovic, P., y Pereira, J.A. 2006. Felidae. Pp. 93–100 en: Barquez, R., Díaz, M., y Ojeda, R. (eds.) *Mamíferos de la Argentina. Sistemática y distribución*. SAREM, Tucuman.
- Pescador, M., Sanguinetti, J., Pastore, H., y Peris, S. 2009. Expansion of the introduced wild boar (*Sus scrofa*) in the Andean Region, Argentinean Patagonia. *Galemys* 21: 121-132.
- Pessino, M., Sarasola, J.H., Wander, C., y Besoky, N. 2001. Respuesta a largo plazo del puma (*Puma concolor*) a una declinación poblacional de vizcacha (*Lagostomus maximus*) en el desierto del Monte, Argentina. *Ecología Austral* 11: 61-67.
- Pia, M.V., López, M.S., y Novaro, A.J. 2003. Effects of livestock on the feeding ecology of endemic culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) in central Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 313-321.
- Pomeroy, D., y Dranzoa, C. 1998. Do tropical plantations of exotic trees in Uganda and Kenya have conservation value for birds? *Bird populations* 4: 423-436.
- Prevosti, F.J., y Travaini, A. 2005. New records of *Galictis cuja* (Molina, 1782) (Carnivora, Mustelidae) in Southern Patagonia. *Mammalian Biology - Zeitschrift fur Saugetierkunde* 70: 317-320.
- Puettmann, K.J., y Berger, C.A. 2006. Development of tree and understory vegetation in young Douglas-fir plantations in western Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* 21: 94-101.
- Puig, S., Videla, F., Cona, M.I., y Monge, S.A. 2007. Diet of the brown hare (*Lepus europaeus*) and food availability in northern Patagonia (Mendoza, Argentina). *Mammalian Biology - Zeitschrift fur Saugetierkunde* 72: 240-250.
- Putman, R.J. 1988. *The Natural History of Deer*. Christopher Helm, London, UK.
- Putman, R.J., y Moor, N.P. 1998. Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review* 28: 141-164.
- Rau, J.R., y Jiménez, J.E. 2002. Diet of puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in Coastal and Andean Ranges of Southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37: 201-205.
- Redford, K.H., y Eisenberg, J.F. 1992. *Mammals of the Neotropics: the southern cone*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Relva, M., Nuñez, M., y Simberloff, D. 2010. Introduced deer reduce native plant cover and facilitate invasion of non-native tree species: evidence for invasional meltdown. *Biological Invasions* 12: 303-311.
- Rempel, R.S., Carr, A.P., y Kaukinen, D. 2008. Patch Analyst extension for ArcMap: Version 4.2. . Ontario Ministry of Natural Resources. Disponible en: <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch>.
- Renjifo, L.M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of sub-Andean bird species. *Ecological Applications* 11: 14-31.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P., y Delibes, M. 2004. Effects of Matrix Heterogeneity on Animal Dispersal: From Individual Behavior to Metapopulation-Level Parameters. *The American Naturalist* 164: 130-153.

- Reynolds, J.C., y Aebischer, N.J. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal análisis: a critique with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* 21: 97-122.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158: 87-99.
- Robitaille, J.-F., y Linley, R.D. 2006. Structure of forests used by small mammals in the industrially damaged landscape of Sudbury, Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 225: 160-167.
- Rovero, F., y Marshall, A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46: 1011-1017.
- Rusch, V., Gyenge, J.E., y Corley, J.C. 2004a. Sustentabilidad de las Plantaciones de Coníferas Introducidas en la región Andino Patagónica. Suelo, Agua, Dinámica del Fuego y plagas. Informe final Proyecto PIA 02/00, SAGPyA, Bariloche, Argentina.
- Rusch, V., Sarasola, M., Corley, J.C., y Schlichter, T.M. 2004b. Sustentabilidad de las Plantaciones de Coníferas Introducidas en la región Andino Patagónica: Biodiversidad e Invasión. Proyecto PIA 01/00, SAGPyA, Bariloche, Argentina.
- Saavedra, B., y Simonetti, J.A. 2005a. Micromamíferos en fragmentos de bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas. Pp. 513-517 en: Smith-Ramírez, C., Armesto, J.J., y Valdovinos, C. (eds.) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa de Chile. Editorial Universitaria, Santiago.
- Saavedra, B., y Simonetti, J.A. 2005b. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. *Mammalia* 69: 337-348.
- SAGPyA. 2001. Inventario Nacional de Plantaciones Forestales. Dirección de Forestación, Proyecto Forestal de Desarrollo, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, Buenos Aires.
- Sala, O., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., E., H.-S., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., y Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Sarasola, M., Rusch, V., Schlichter, T., y Ghera, C. 2006. Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosque de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. *Ecología Austral* 16: 143-156.
- SAyDS. 2002. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Proyecto de Bosques Nativos y Areas Protegidas, Buenos Aires.
- Schlexer, F.V. 2008. Attracting Animals to Detection Devices. Pp. 263-292 en: Long, R.A. y MacKay, P. (eds.) Noninvasive survey methods for carnivores. Island, Washington, DC.
- Schlichter, T., y Laclau, P. 1998. Ecotono estepa-bosque y plantaciones en la Patagonia norte. *Ecología Austral* 8: 285-296.
- Schnell, M.R., Pik, A.J., y Dangerfield, J.M. 2003. Ant community succession within Eucaypt plantations on used pasture and implications for taxonomic sufficiency in biomonitoring. *Austral Ecology* 28: 553-565.
- Sedjo, R.A. 1999. The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs. *New Forests* 17: 339-359.
- Sedjo, R.A., y Botkin, D. 1997. Using Forest Plantations to spare Natural Forests. *Environment* 39: 15-30.

- Shankar, U., Lama, S.D., y Bawa, K.S. 1998. Ecosystem reconstruction through "taungya" plantations following commercial logging of a dry, mixed deciduous forest in Darjeeling Himalaya. *Forest Ecology and Management* 102: 131-142.
- Silva-Rodríguez, E.A., Verdugo, C., Aleuy, O.A., Sanderson, J.G., Ortega-Solís, G.R., Osorio-Zúñiga, F., y González-Acuña, D. 2010. Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu pudu* in Chile: implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx* 44: 97-103.
- Silveira, L., Jacomo, A.T.A., y Diniz-Filho, J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- Silveira, L., Jacomo, A.T.A., y Furtado, M.M. 2005. Pampas cat ecology and conservation in the Brazilian grasslands. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Cat Project of the Month.
- Simberloff, D., Nuñez, M.A., Legrand, N.J., Pauchard, A., Richardson, D.M., Sarasola, M., Van Wilgen, B.W., Zalba, S.M., Zenni, R.D., Bustamante, R.O., Peña, E., y Ziller, S.R. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35: 1442-9993.
- Simberloff, D., y Von Holle, B. 1999. Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? *Biological Invasions* 1: 21-32.
- Simonetti, J.A. 2006. Conservación de la biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque maulino. Pp. 215–231 en: Grez, A.A., Simonetti, J.A., y Bustamante, R.O. (eds.) *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Spitz, F. 1999. *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758). Pp. 380-381 en: Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., y Zima, J. (eds.) *The Atlas of European Mammals*. T & AD Poyser Natural History, London, UK.
- Srbek-Araujo, C., y Chiarello, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21: 121-125.
- Stein, A., Fuller, T., y Marker, L. 2008. Opportunistic use of camera traps to assess habitat-specific mammal and bird diversity in northcentral Namibia. *Biodiversity and Conservation* 17: 3579-3587.
- Stephens, S.S., y Wagner, M.R. 2005. Do plantations affect biodiversity? Patterns from the literature and a tropical forest in Africa. *International Conference: Biodiversity and Conservation Biology in Plantation Forests*. Bordeaux, Francia.
- Sunquist, M.E., y Sunquist, F.C. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. en: Gittelman, J. (ed.) *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*. Cornell University Press, Ithaca.
- Suzuki, N., y Hayes, J.P. 2003. Effects of thinning on small mammals in Oregon Coastal Forests. *The Journal of Wildlife Management* 67: 352-371.
- Swann, D.E., Kawanishi, K., y Palmer, J. 2011. Evaluating Types and Features of Camera Traps in Ecological Studies: A Guide for Researchers. en: O'Connell, A.F., Nichols, J.D., y Karanth, K.U. (eds.) *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.
- Sweitzer, R.A., Van Vuren, D., Gardner, I.A., Boyce, W.M., y Waithman, J.D. 2000. Estimating sizes of wild pig populations in the north and central coast regions of California. *The Journal of Wildlife Management* 64: 531-543.

- Tecklin, D., Vila, A.R., y Palminteri, S. 2002. A Biodiversity Vision for the Valdivian Temperate Rain Forest Ecoregion of Chile and Argentina. WWF, Washington, D.C.
- ter Braak, C.J.F. 1995. Ordination. en: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., y van Tongeren, O.F.R. (eds.) Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., y Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.
- Thomas, S.C., Halpern, C.B., Falk, D.A., Liguori, D.A., y Austin, K.A. 1999. Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9: 864-879.
- Thurber, J.M., Peterson, R.O., Drummer, T.R., y Thomas, S.A. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 22: 61-68.
- Tofoli, C.F., Rohe, F., y Setz, E.Z.F. 2009. Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) food habits in a mosaic of Atlantic Rainforest and eucalypt plantations of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 871-877.
- Travaini, A., Delibes, M., y Ceballos, O. 1998. Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. *Journal of Zoology* 246: 457-460.
- Travaini, A., Zapata, S.C., Martínez-Peck, R., y Delibes, M. 2000. Percepción y actitud humanas hacia la predación de ganado por el zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Santa Cruz, Patagonia, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 7: 117-129.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12: 823-836.
- Turner, M.G. 2005. Landscape ecology: What is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36: 319-344.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., y O'Neill, R.V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer Verlag, New York.
- Turner, M.G., Pearson, S.M., Bolstad, P., y Wear, D.N. 2003. Effects of land-cover change on spatial pattern of forest communities in the Southern Appalachian Mountains (USA) *Landscape Ecology* 18: 449-464.
- Valdovinos, F., Chiappa, E., y Simonetti, J.A. 2009. Nestedness of bee assemblages in an endemic South American forest: the role of pine matrix and small fragments. *Journal of Insect Conservation* 13: 449-452.
- Veblen, T.T., Donoso, C., Kitzberger, T., y Rebertus, A.J. 1996. Ecology of Southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. en: Veblen, T.T., Hill, R.S., y Read, J. (eds.) *The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. Yale University Press, New Haven.
- Veblen, T.T., y Lorenz, D.C. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone in northern Patagonia. *Annals of the Assoc. of American Geographers* 78: 93-111.
- Vera-Marquez, R., Vargas Cademartori, C., y Pacheco, S.M. 2011. Mastofauna no Planalto das Araucarias, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociencias* 9: 278-288.

- Villacide, J.M., y Corley, J.C. 2007. Manejo integrado de la Avispa Barrenadora de los pinos *Sirex noctilio*. en: Villacide, J.M. y Corley, J.C. (eds.) Serie Técnica: Manejo Integrado de Plagas Forestales. INTA Cambio Rural, ISSN 1851-4103.
- Virgós, E. 2001. Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity and Conservation* 10: 1039-1049.
- Virgós, E., Tellería, J.L., y Santos, T. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11: 1063-1079.
- Vitusek, P., Mooney, H.A., Lubchenco, J., y Melillo, M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Walker, S.R., y Novaro, A.J. 2010. The World's Southernmost Pumas in Patagonia and the Southern Andes. Pp. 91-99 en: Hornocker, M.G. y Negri, S. (eds.) *Cougar: Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Weaver, J.L., Paquet, P.C., y Ruggiero, L.F. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 964-976.
- Weber, D., Stoeckle, T., y Roth, T. 2008. Entwicklung und Anwendung einer neuen Wilkatzen Nachweismethode. Rodersdorf.
- Wemmer, C., Kunz, T.H., Lundie-Jenkins, G., y McShea, W.J. 1996. Mammalian Sign. en: Wilson, D.E., Cole, F.R., Nichols, J.D., Rudran, R., y Foster, M.S. (eds.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Wiegand, T. 2004. Introduction to point pattern analysis with Ripley's L and O-ring statistic using the Programita software. Department of Ecological Modelling, UFZ-Centre of Environmental Research, Leipzig, Germany.
- Wiegand, T., y Moloney, K.A. 2004. Rings, circles and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104: 209-229.
- Wilson, D.S., y Puettmann, K.J. 2007. Density management and biodiversity in young Douglas-fir forests: Challenges of managing across scales. *Forest Ecology and Management* 246: 123-134.
- Wilson, S.M., y Carey, A.B. 2000. Legacy retention versus thinning: influences on small mammals. *Northwest Science* 74: 131-145.
- Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3: 165-173.
- Yanez, J.L., Cardenas, J.C., Gezelle, P., y Jaksic, F.M. 1986. Food habits of the southernmost mountain lions (*Felis concolor*) in South America: natural versus livestocked ranges. *Journal of Mammalogy* 67: 604-606.
- Yensen, E., y Tarifa, T. 2003. *Galictis cuja*. *Mammalian Species*: 1-8.
- Zanón, J.I., Travaini, A., Zapata, S.C., Procopio, D.E., y Santillón, M.A. 2012. The ecological role of native and introduced species in the diet of the puma *Puma concolor* in southern Patagonia. *Oryx* 46: 106-111.
- Zapata, S.C., Procopio, D.E., Martínez-Peck, R., Zanón, J.I., y Travaini, A. 2008. Morfometría externa y reparto de recursos en zorros simpátricos (*Pseudalopex culpaeus* y *P. griseus*) en el Sureste de la Patagonia Argentina. *Mastozoología Neotropical* 15: 103-111.
- Zapata, S.C., Travaini, A., Delibes, M., y Martínez-Peck, R. 2005a. Annual food habits of the lesser grison (*Galictis cuja*) at the southern limit of its range. *Mammalia* 69: 85-88.

- Zapata, S.C., Travaini, A., Delibes, M., y Martínez-Peck, R. 2005b. Food habits and resource partitioning between grey and culpeo foxes in southeastern Argentine Patagonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 97-103.
- Zielinski, W.J., y Kucera, T.E. 1995. American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: Survey Methods for Their Detection. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-157.
- Zobrist, K.W., y Hinckley, T.M. 2005. A literature review of management practices to support increased biodiversity in intensively managed Douglas-fir plantations. National Commission on Science for Sustainable Forestry, Seattle, USA.
- Zuñiga, A., Muñoz-Pedraros, A., y Fierro, A. 2009. Uso de hábitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. *Gayana* 73: 200-210.

## APÉNDICES

**Apéndice 1.** Especies de plantas registradas en el estrato herbáceo de los sitios muestreados. Se indica la proporción de los sitios de cada tipo de hábitat, en los que fue registrada cada especie. VN: vegetación nativa, Pl: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. N: nativo, E: exótico.

Especie	Abreviación	Origen	VN	Pl	Cf	RVN	PR
<i>Acaena ovalifolia</i>	Aca ova	N	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
<i>Acaena pinnatifida</i>	Aca pin	N	0,15	0,15	0,10	0,40	0,33
<i>Acaena splendens</i>	Aca spl	N	0,85	0,35	0,90	0,50	1,00
<i>Adesmia boronoides</i>	Ade bor	N	0,10	0,00	0,00	0,20	0,00
<i>Adesmia sp.</i>	Ade sp		0,10	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Agrostis inconspicua</i>	Agr inc	N	0,10	0,05	0,00	0,00	0,00
<i>Agrostis sp.</i>	Agr sp		0,00	0,00	0,00	0,20	0,22
<i>Alstroemeria aurea</i>	Als aur	N	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
<i>Anemone multifida</i>	Ane mul	N	0,20	0,05	0,20	0,10	0,11
<i>Armeria maritima</i>	Arm mar	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Austrocedrus chilensis</i>	Aus chi	N	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00
<i>Baccharis magellanica</i>	Bac mag	N	0,30	0,05	0,30	0,20	0,33
<i>Baccharis sp.</i>	Bac sp	N	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
<i>Balbisia gracilis</i>	Bal gra	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Berberis buxifolia</i>	Ber bux	N	0,10	0,10	0,10	0,00	0,00
<i>Berberis empetrifolia</i>	Ber emp	N	0,10	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Bromus sp.</i>	Bro sp		0,20	0,05	0,00	0,30	0,22
<i>Calceolaria sp.</i>	Cal sp	N	0,05	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Carex sp.</i>	Car sp		0,20	0,20	0,00	0,20	0,00
<i>Cerastium glomeratum</i>	Cer glo	E	0,05	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Chilothricum rosmarinifolium</i>	Chi ros	N	0,05	0,00	0,00	0,20	0,00
<i>Chusquea culeou</i>	Chu cul	N	0,05	0,05	0,00	0,20	0,00
<i>Colletia hystrix</i>	Col hys	N	0,10	0,05	0,00	0,10	0,11
<i>Collomia linearis</i>	Col lin	N	0,30	0,05	0,70	0,30	0,56
<i>Cortaderia araucana</i>	Cor ara	N	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Cynara cardunculus</i>	Cyn car	E	0,00	0,05	0,10	0,10	0,00
<i>Dactylis glomerata</i>	Dac glo	N	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Discaria chacaye</i>	Dis cha	N	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Ephedra sp.</i>	Eph sp		0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Eryngium paniculatum</i>	Ery pan	N	0,25	0,10	0,10	0,20	0,11
<i>Escallonia virgata</i>	Esc vir	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Euphorbia collina</i>	Eup col	N	0,35	0,05	0,20	0,20	0,44
<i>Festuca pallescens</i>	Fes pal	N	0,00	0,00	0,00	0,30	0,33
<i>Festuca sp.</i>	Fes sp		0,50	0,45	0,40	0,40	0,33
<i>Fragaria chiloensis</i>	Fra chi	N	0,15	0,05	0,00	0,30	0,11
<i>Galium inconspicuum</i>	Gal inc	N	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00
<i>Gaultheria poeppigii</i>	Gau poe	N	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Geranium magellanicum</i>	Ger mag	N	0,20	0,10	0,00	0,30	0,11
<i>Holcus lanatus</i>	Hol lan	N	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Hypochaeris radicata</i>	Hyp rad	E	0,00	0,00	0,00	0,20	0,44
<i>Hypochaeris sp.</i>	Hyp sp		0,15	0,15	0,00	0,20	0,00
<i>Juncus sp.</i>	Jun sp		0,10	0,00	0,00	0,00	0,00

continua en siguiente página

Espece	Abreviación	Origen	VN	PI	Cf	RVN	PR
<i>Lathyrus magellanicus</i>	Lat mag	N	0,05	0,00	0,00	0,20	0,00
<i>Lupinus sp.</i>	Lup sp	E	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Maytenus boaria</i>	May boa	N	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Maytenus chubutensis</i>	May chu	N	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00
<i>Maytenus disticha</i>	May dis	N	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Mulinum microphyllum</i>	Mul mic	N	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mullinum spinosum</i>	Mul spi	N	0,65	0,00	0,30	0,20	0,44
<i>Mutisia decurrens</i>	Mut dec	N	0,20	0,15	0,00	0,10	0,11
<i>Mutisia spinosa</i>	Mut spi	N	0,10	0,00	0,00	0,20	0,22
<i>Nothofagus antarctica</i>	Not anc	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Osmorhiza chilensis</i>	Osm chi	N	0,05	0,20	0,00	0,10	0,00
<i>Oxalis valdiviensis</i>	Oxa vald	N	0,00	0,05	0,00	0,10	0,11
<i>Phacelia secunda</i>	Pha sec	N	0,05	0,00	0,00	0,10	0,11
<i>Pinus ponderosa</i>	Pin pon	E	0,00	0,20	0,10	0,00	0,00
<i>Plantago lanceolata</i>	Pla lan	E	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Plantago mayor</i>	Pla may	E	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Poa lanuginosa</i>	Poa lan	N	0,00	0,00	0,10	0,30	0,00
<i>Poa pratensis</i>	Poa pra	N	0,05	0,05	0,10	0,20	0,22
<i>Poa sp.</i>	Poa sp		0,50	0,05	0,10	0,40	0,33
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Pse men	E	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
<i>Quinchamalium chilense</i>	Qui chi	N	0,40	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Ribes cuculleatum</i>	Rib cuc	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ribes magellanicus</i>	Rib mag	N	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rosa rubiginosa</i>	Ros rub	E	0,05	0,05	0,00	0,10	0,11
<i>Rumex acetocella</i>	Rum ace	E	0,70	0,30	0,60	0,80	0,89
<i>Salix sp.</i>	Sal sp	E	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Schinus patagonicus</i>	Sch pat	N	0,00	0,05	0,00	0,00	0,11
<i>Senecio filaginoides</i>	Sen fil	N	0,40	0,00	0,10	0,10	0,11
<i>Senecio montevidensis</i>	Sen mon	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Senecio sericeo-nitens</i>	Sen ser	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Senecio sp.</i>	Sen sp		0,05	0,00	0,20	0,30	0,11
<i>Sisyrinchium chilense</i>	Sis chi	N	0,25	0,00	0,10	0,10	0,22
<i>Solidago chilensis</i>	Sol chi	N	0,40	0,10	0,20	0,20	0,22
<i>Sonchus oleraceus</i>	Son ole	E	0,05	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Stipa sp.</i>	Sti sp		0,70	0,15	0,70	0,40	0,67
<i>Taraxacum officinale</i>	Tar ofi	E	0,00	0,05	0,00	0,00	0,11
<i>Taraxacum sp.</i>	Tar sp		0,05	0,05	0,00	0,00	0,00
<i>Trifolium repens</i>	Tri rep	E	0,05	0,05	0,00	0,00	0,11
<i>Verbascum thapsus</i>	Ver tha	E	0,00	0,00	0,20	0,10	0,00
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Ver ser	E	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00
<i>Viola sp.</i>	Vio sp		0,00	0,00	0,00	0,20	0,00

**Apéndice 2.** Especies de plantas registradas en el estrato arbustivo de los sitios muestreados. Se indica la proporción de los sitios de cada tipo de hábitat, en los que fue registrada cada especie. VN: vegetación nativa, PI: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala. N: nativo, E: exótico.

Espece	Abreviación	Origen	VN	PI	CF	RVN	PR
<i>Adesmia boronoides</i>	Ade bor	N	0,05	0,00	0,10	0,00	0,11
<i>Adesmia volckmannii</i>	Ade vol	N	0,05	0,00	0,10	0,10	0,11
<i>Austrocedrus chilensis</i>	Aus chi	N	0,60	0,15	0,10	0,60	0,11
<i>Baccharis magellanica</i>	Bac mag	N	0,35	0,00	0,20	0,20	0,11
<i>Berberis darwini</i>	Ber dar	N	0,00	0,05	0,00	0,10	0,00
<i>Berberis empetrifolia</i>	Ver emp	N	0,10	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Berberis microphylla</i>	Ber mic	N	0,55	0,25	0,50	0,60	0,78
<i>Buddleja globosa</i>	Bud glo	N	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Chiliodendron diffusum</i>	Chi dif	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chusquea culeou</i>	Chu cul	N	0,15	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Colletia hystrix</i>	Col hys	N	0,60	0,25	0,30	0,30	0,22
<i>Cortaderia araucana</i>	Cor ara	N	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Cynara cardunculus</i>	Cyn car	E	0,00	0,00	0,00	0,10	0,11
<i>Discaria chacaya</i>	Dis cha	N	0,25	0,05	0,00	0,10	0,11
<i>Embothrium coccineum</i>	Emb coc	N	0,05	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Eryngium paniculatum</i>	Ery pan	N	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
<i>Escallonia virgata</i>	Esc vir	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Festuca pallescens</i>	Fes pal	N	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
<i>Gaultheria poeppigii</i>	Gau poe	N	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
<i>Juncus sp.</i>	Jun sp		0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
<i>Lomatia hirsuta</i>	Lom hir	N	0,30	0,20	0,10	0,60	0,00
<i>Maytenus boaria</i>	May boa	N	0,35	0,10	0,00	0,00	0,33
<i>Maytenus chubutensis</i>	May chu	N	0,00	0,05	0,00	0,10	0,00
<i>Maytenus disticha</i>	May dis	N	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mulinum spinosum</i>	Mul spi	N	0,05	0,00	0,00	0,20	0,33
<i>Mutisia decurrens</i>	Mut dec	N	0,05	0,00	0,20	0,10	0,00
<i>Mutisia spinosa</i>	Mut spi	N	0,15	0,05	0,00	0,70	0,11
<i>Nothofagus antarctica</i>	Not ant	N	0,40	0,00	0,00	0,70	0,00
<i>Pinus contorta</i>	Pin con	E	0,00	0,00	0,10	0,10	0,00
<i>Pinus ponderosa</i>	Pin pon	E	0,00	0,05	0,40	0,30	0,22
<i>Poa sp.</i>	Poa sp		0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Populus sp.</i>	Pop sp	E	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Pse men	E	0,00	0,05	0,10	0,10	0,00
<i>Ribes cucullatum</i>	Rib cuc	N	0,45	0,00	0,00	0,20	0,11
<i>Ribes magellanicum</i>	Rib mag	N	0,10	0,00	0,00	0,50	0,11
<i>Rosa rubiginosa</i>	Ros rub	E	0,40	0,05	0,10	0,10	0,11
<i>Rumohra adiantiformis</i>	Rum adi	N	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Salix sp.</i>	Sal sp	E	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Schinus patagonicus</i>	Sch pat	N	0,90	0,45	0,60	1,00	0,33
<i>Senecio filaginoides</i>	Sen fil	N	0,10	0,00	0,00	0,20	0,33
<i>Senecio sp.</i>	Sen sp		0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Solidago chilensis</i>	Sol chi	N	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
<i>Verbascum thapsus</i>	Ver tha	E	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Vicia nigricans</i>	Vic nig	N	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00

**Apéndice 3.** Especies de plantas registradas en el estrato arbóreo de los sitios muestreados, Se indica la proporción de los sitios de cada tipo de hábitat, en los que fue registrada cada especie, VN: vegetación nativa, PI: plantación densa, Cf: cortafuego, RVN: remanente de vegetación nativa, PR: plantación rala, N: nativo, E: exótico,

<b>Especie</b>	<b>Origen</b>	<b>VN</b>	<b>PI</b>	<b>CF</b>	<b>RVN</b>	<b>PR</b>
<i>Austrocedrus chilensis</i>	N	0,65	0,08	0,00	0,90	0,11
<i>Discaria chacaye</i>	N	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00
<i>Embothrium coccineum</i>	N	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>Lomatia hirsuta</i>	N	0,08	0,05	0,00	0,35	0,00
<i>Maytenus boaria</i>	N	0,10	0,03	0,00	0,15	0,00
<i>Nothofagus antarctica</i>	N	0,08	0,00	0,00	0,50	0,00
<i>Nothofagus dombeyi</i>	N	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pinus contorta</i>	E	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00
<i>Pinus ponderosa</i>	E	0,00	0,95	0,00	0,15	1,00
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	E	0,00	0,05	0,00	0,05	0,06
<i>Schinus patagonicus</i>	N	0,00	0,00	0,00	0,35	0,06