UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

MAPA DE HÁBITAT PARA LA CONSERVACIÓN DEL HUEMUL (*HIPPOCAMELUS BISULCUS*) EN CHILE CENTRAL

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

BENJAMÍN STRAPPA GARCÍA DE LA HUERTA

Arquitecto

CHILLÁN, CHILE

2018

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor(a) Guía	Nombre	CRISTIÁN ESTADES LEVS, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile
	Nota	6,5
	Firma	
Profesor(a) Consejero(a)	Nombre	JAIME HERNÁNDEZ GEP, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile
	Nota	6,6
	Firma	
Profesor(a) Consejero(a)	Nombre	CRISTIÁN ECHEVERRÍA LEP, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción
	Nota	6,4
	Firma	

cosmos tierra cielo cosmos

donde fuimos, somos y seremos

insignificantes irremplazables

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a CONAF-Biobío, Forestal Arauco y Forestal Mininco, quienes han puesto a disposición los datos de registros de huemul. Agradezco a Martín Espinoza de CODEFF-Santiago, Ana Hinojosa de CONAF-Biobío y Pablo San Martín del GORE-Biobío, quienes han facilitado acceso a sus bases de datos con información pública. Ana Hinojosa, de CONAF-Biobío, y Rodrigo López, de Aumen ONG, se han puesto a disposición de este proyecto de grado para consultas y comentarios. Agradezco al Profesor Cristián Echeverría por creer y apoyar este trabajo, y al Profesor Volker Radeloff por sus sugerencias.

Este trabajo carece de financiamiento para su realización. Hago una especial mención a Renato Strappa, mi padre, socio y empleador, por la paciencia y apoyo.

Agradezco profundamente la paciencia y apoyo de mis hijos y su hermosa madre, que me han aguantado y acompañado durante este proceso.

TABLA DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS iii

TABLA DE CONTENIDOS iv

ÍNDICE DE FIGURAS vii

ÍNDICE DE TABLAS x

RESUMEN xii

SUMMARY xiii

1. INTRODUCCIÓN 1

1.1. Modelos de distribución de especies y conservación de la biodiversidad 1

1.2. El huemul de Chile Central 3

1.2.1. Hábitat y capacidad de dispersión 4

1.2.2. Amenazas 4

1.2.3. El huemul de Chile Central 5

1.2.4. Mapas de distribución del huemul 5

1.3. Objetivos 6

1.3.1. Objetivo general 6

1.3.2. Objetivos específicos 6

1.4. Marco conceptual para la construcción del mapa de hábitat 6

2. MATERIALES Y MÉTODOS 11

2.1. Área de estudio 11

2.2. Registros de huemul 13

2.2.1. Registros ocupados en los MDEs 13

2.2.2. Registros para evaluación del mapa de hábitat 14

2.2.3. Depuración de los registros 14

2.3. Variables predictoras 15

2.3.1. Variables predictoras para el MDE abiótico 15

2.3.2. Variables predictoras para el MDE manejable 17

2.4. Algoritmos MDE 20

2.4.1. MDE abiótico con Maxent 20

2.4.2. MDE manejable con BRT 21

2.5. Mapa de hábitat 22
2.5.1. Definición de umbrales y clasificación de hábitats 22
2.5.2. Configuración espacial del hábitat desde la percepción del huemul 24
2.5.3. Validación del mapa 26
2.6. Utilidad potencial para la conservación de la especie en Chile Central 26
2.6.1. Escenarios de manejo 26
2.6.2. Evaluación de la configuración espacial del hábitat disponible 28
2.6.3. Hábitat en áreas protegidas y regiones administrativas 28
2.6.4. Evaluación del hábitat de los sitios de huemul en Chile Central 28
2.6.5. Potencial estructura metapoblacional de los sitios de huemul en Chile Central 29
3. RESULTADOS 30
3.1. MDE abiótico 30
3.2. MDE manejable 34
3.3. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central 37
3.3.1. Escenario actual 37
3.3.2. Validación del mapa de hábitat 39
3.3.3. Escenarios de manejo 39
3.3.4. Configuración espacial del hábitat de huemul en Chile Central 44
3.3.5. Hábitat de huemul en áreas protegidas (AP) 47
3.3.6. Evaluación del hábitat de los sitios de huemul en Chile Central 53
3.3.7. Potencial estructura metapoblacional de los sitios de huemul en Chile Central 54
4. DISCUSIÓN 56
4.1. MDEs aplicados al huemul de Chile Central 56
4.1.1. Maxent y el MDE abiótico 56
4.1.2. BRT y el MDE manejable 57
4.2. Mapa de hábitat 60
4.2.1. Marco conceptual para la construcción del mapa de hábitat 60
4.2.2. Validación del mapa de hábitat 61
4.2.3. Escenarios del mapa de hábitat 62
4.2.4. Configuración espacial del hábitat de huemul 63
4.2.5. Comparación de MDEs aplicados al huemul 64
4.3 Implicancias del mapa de hábitat para la conservación 65

4.3.1. Plan Nacional de Conservación del Huemul e implementación del mapa de hábitat .. *65*
4.3.2. Instrumentos de planificación. *66*
4.4. Limitaciones y proyecciones 68
4.4.1. Registros de la especie *68*
4.4.2. Extensión del mapa de hábitat *69*
4.4.3. Factores ambientales manejables *70*
5. CONCLUSIONES 72
6. BIBLIOGRAFÍA 74
A. ANEXOS 85
A.1. Análisis de presencias/ausencias disponibles 85
A.1.1. CONAF (2014) *85*
A.1.2. CONAF (2015) *85*
A.1.3. Monitoreo y cámaras trampa periodo 2012 a 2016 ..... *87*
A.2. Modelaciones con algoritmos MDE 91
A.2.1. Preselección de algoritmos MDE *91*
A.2.2. Autocorrelación espacial en los registros de la especie *93*
A.2.3. Eligiendo el mejor modelo Maxent *94*
A.2.4. Eligiendo el mejor modelo BRT *100*
A.3. Configuración espacial del hábitat de huemul para los distintos escenarios 103
A.4. Estructura metapoblacional potencial de sitios de huemul en Chile Central 108

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo conceptual para la clasificación de los tipos de hábitat del mapa, a partir de factores ambientales abióticos (MDE abiótico) y factores ambientales susceptibles de manejo (MDE manejable). 8

Figura 2. Área de estudio con las extensiones ocupadas para los MDEs abiótico y manejable. 12

Figura 3. Variables ambientales ocupadas en el MDE abiótico ordenadas por su contribución a la modelación: precipitación anual, estacionalidad de la precipitación, temperatura media invernal, índice de rugosidad, estacionalidad de la temperatura y pendiente. 17

Figura 4. Variables ambientales ocupadas en el MDE manejable ordenadas por su contribución a la modelación: máxima fracción de vegetación verde, índice de influencia humana y cobertura de suelo. 18

Figura 5. Construcción de los tipos de hábitat a partir de la intersección de los MDEs abiótico y manejable en función de las calidades alta y media. 24

Figura 6. Construcción de parches (Pn) de hábitat, eliminando áreas donde la ocupación de la especie no es posible debido a su tamaño reducido y aislación. 25

Figura 7. Mapa resultante a partir de la media geométrica de los MDE abióticos para los registros de CONAF 2014 y 2015. Probabilidad de presencia para el huemul de Chile Central. 31

Figura 8. Curvas de respuesta de las variables ambientales para cada MDE abiótico seleccionado (Maxent). En azul la desviación dada por la validación cruzada. 32

Figura 9. Frecuencias del área de estudio y de las presencias para la probabilidad de presencia del MDE abiótico. 33

Figura 10. Extrapolación del MDE abiótico al rango de distribución histórico. 34

Figura 11. Curvas de respuesta de las variables ambientales del MDE manejable. 35

Figura 12. MDE manejable del huemul en Chile Central, valores brutos de BRT. 36

Figura 13. Frecuencias de valores del MDE manejable para el área de estudio, y para los registros de presencias y ausencias. 37

Figura 14. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario actual. 38

Figura 15. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario 1: proyección del modelo actual. 40

Figura 16. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario 2: sacrificio de áreas con baja calidad de hábitat manejable. 41

Figura 17. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario 3: transición hacia actividades antrópicas sustentables..... 42

Figura 18. Superficie de hábitat para el huemul de Chile Central, por escenario y superficie protegida..... 43

Figura 19. Configuración espacial del hábitat del huemul en Chile Central. Escenario actual. 46

Figura 20. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y Áreas protegidas..... 48

Figura 21. Mapa de hábitat de huemul en áreas protegidas de la Región del Maule. 49

Figura 22. Mapa de hábitat de huemul en áreas protegidas de la Región Ñuble y el norte de la Región del Biobío. 50

Figura 23. Mapa de hábitat de huemul en áreas protegidas de la Región del Biobío Sur y de La Araucanía. 51

Figura 24. Composición del hábitat de sitios con presencia histórica y actual (CONAF 2014) de huemul en Chile Central, escenario actual y escenarios de manejo..... 54

Figura 25. Mapa de potenciales poblaciones y metapoblaciones extintas y activas (2009 a 2013) de huemul en Chile Central basado en los registros de CONAF (2014)..... 55

Figura 26. Frecuencia de los registros de CONAF (2014) para la cobertura de suelo (Broxton et al. 2014a). 59

Figura A1. Registros de presencia actual e histórica del huemul en Chile Central (CONAF 2014 y 2015)..... 86

Figura A2. Registros de presencia del huemul en Chile Central entre 2012 y 2016, datos de monitoreos y cámaras trampa (Arauco 2016; F. Mininco 2016; CONAF 2016). 90

Figura A3. Resumen del resultado de modelación para 13 algoritmos MDE usando el paquete 'sdm' de R (Naimi y Araújo 2016). 91

Figura A4. Proyección en el área de estudio de los 11 algoritmos exitosos usando el paquete 'sdm' de R (Naimi y Araújo 2016). 92

Figura A5. Histograma de la variable 'Precipitación anual (bio12)' (mm) para el área de estudio y para los registros de huemul de CONAF (2014 y 2015)..... 93

Figura A6. Evaluación de modelos Maxent en función de la cantidad de puntos de fondo (*background*). 95

Figura A7. Proyecciones de los modelos con mínima y máxima cantidad de puntos de fondo (*background*). 96

Figura A8. Evaluación de modelos Maxent en función del factor regularización *β*. 98

Figura A9. Proyecciones de los modelos con valores mínimos y máximos del factor regularización *β*. 99

Figura A10. Análisis *jackknife* para selección de la variable 'pendiente' en el caso de los registros de CONAF (2015). 100

Figura A11. Relación entre la cantidad de árboles y la desviación predictiva. El código elaborado por Elith et al. (2008) itera el número de árboles hasta obtener el mínimo valor de desviación. En la figura se muestran cuatro iteraciones para modelos con los mismos parámetros de *lr* y *tc.* 101

Figura A12. Evaluaciones de modelos BRT en función de la tasa de aprendizaje (*lr*) y la complejidad de árbol (*tc*). Los espacios vacíos corresponden a los casos en los que el algoritmo no convergió en ningún resultado. Enmarcados en negro los valores para la configuración seleccionada. 102

Figura A13. Configuración espacial del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 1. 104

Figura A14. Configuración espacial del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 3. 107

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de las variables ambientales ocupadas en la calibración de los modelos finales. 18

Tabla 2. Combinaciones de los MDEs para la construcción de los diferentes escenarios de manejo. 27

Tabla 3. Parámetros, porcentaje de contribución de las variables ambientales y estadísticas de los MDEs abióticos seleccionados. 30

Tabla 4. Estadísticas para la probabilidad de presencia (MDE abiótico, Maxent) de todos los registros (CONAF 2014 y 2015). 33

Tabla 5. Valores del umbral de error de omisión = 0 para los datos de evaluación (*test*) de los modelos seleccionados. 33

Tabla 6. Porcentaje de aporte de variables ambientales y estadísticas del MDE manejable con el algoritmo BRT. 35

Tabla 7. Estadísticas para la calidad de hábitat manejable (BRT) de todos los registros de CONAF 2014 (n = 56). 37

Tabla 8. Evaluación del mapa de hábitat con los registros independientes de cámaras trampa (ver Anexo A.1.3) 39

Tabla 9. Superficie por tipo de hábitat de huemul en Chile Central de acuerdo con los diferentes escenarios de manejo. 43

Tabla 10. Configuración y composición del hábitat del huemul en Chile Central: Escenario actual. 45

Tabla 11. Hábitat de huemul de Chile Central por Región y País. Escenario actual. 52

Tabla 12. Superficie de hábitat de huemul de Chile Central en Áreas Protegidas de Chile. Escenario actual. 52

Tabla 13. Valores de hábitat para sitios con presencias histórica y actual (CONAF 2014 y 2015). Escenario actual. 53

Tabla 14. Objetivos (O) y Acciones Prioritarias (AP) del Plan Nacional de Conservación del Huemul (CONAF et al. 2009) a los que el Mapa de hábitat puede aportar de forma directa. 66

Tabla A1. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de CONAF (2014). 85

Tabla A2. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de CONAF (2015). 87

Tabla A3. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de Arauco (2016). 88

Tabla A4. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de F.Mininco (2016). 88

Tabla A5. PNLL (CONAF 2016) Minimum Distance Analisys 88

Tabla A6. RNÑ (CONAF 2016) Minimum Distance Analisys 89

Tabla A7. RN y SNHN (CONAF 2016) Minimum Distance Analisys 89

Tabla A8. Estadísticas de registros de huemul para la variable 'Precipitación anual (bio12)' (mm). 93

Tabla A9. Eliminación de pares de sitios de acuerdo a su cercanía al promedio de la variable bio12 para CONAF (2014). 93

Tabla A10. Eliminación de pares de sitios de acuerdo a su cercanía al promedio de la variable bio12 para CONAF (2015). 94

Tabla A11. Configuración y composición del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 1. 103

Tabla A12. Configuración y composición del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 2. 105

Tabla A13. Configuración y composición del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 3. 106

Tabla A14. Potenciales metapoblaciones actuales (población activa entre 2009 y 2013) de los sitios registrados del huemul en Chile Central (CONAF 2014). 108

Tabla A15. Potenciales metapoblaciones históricas de los sitios registrados del huemul en Chile Central (CONAF 2014). 109

RESUMEN

Se construyó un mapa de hábitat para la conservación del huemul (*Hippocamelus bisulcus*) de Chile Central, el grupo poblacional más septentrional de este ciervo andino amenazado. La construcción del mapa se basó en una aproximación bidimensional a la modelación de distribución de especies MDE, que incorpora la variabilidad temporal que afecta a los registros de la especie de interés correlativa a factores ambientales dinámicos susceptibles de manejo. Esta aproximación bidimensional genera dos MDEs estáticos, uno en función de factores abióticos que da cuenta de la presencia de la especie para un periodo de 50 años y otro en función de factores manejables que da cuenta de la presencia actual y extinciones locales (ausencias) para los últimos 20 años. La intersección de estos dos MDEs genera un mapa con cuatro tipos de hábitat: principal, potencial, refugio marginal y marginal, además de la matriz no habitable. A este mapa se le incorporó la percepción espacial de la especie en función de su mínimo rango de hogar reportado y su capacidad de dispersión, descartándose aquellas áreas no habitables por su tamaño o aislación.

El mapa resultante permite proyectar el patrón de distribución del huemul en el tiempo y el espacio en función de los factores ambientales manejables. La incorporación de la configuración espacial del hábitat desde la percepción de la especie de interés permite evaluar cualitativamente la calidad y conectividad del hábitat de sitios actuales y potenciales de huemul. La proyección espacialmente explícita de la información disponible referente a la presencia de la especie en Chile Central permite que el mapa sea integrado a instrumentos de planificación de diversa índole y escala.

Palabras clave: modelos de distribución de especies, mapa de calidad de hábitat, planificación de paisaje, *Hippocamelus bisulcus*, Chile Central.

SUMMARY

A habitat map for the conservation of the huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in Central Chile is built, the northernmost group of this Andean endangered deer. The construction of the map is based on a two-dimension approach for species distribution modeling (SDM), which incorporates temporal variability affecting presence-absence data correlative to dynamic environmental factors that are sensitive to management actions. The two-dimensional approach generates two static SDMs, one depending on abiotic factors based on species presence for the last 50 years and another one depending on manageable factors based on presence and local extinction (absence) for the last 20 years. The intersection of both SDMs generates a map with four types of habitat: principal, potential, marginal refuge and refuge, in addition to the matrix not suitable for the species. The spatial configuration of the map is assessed based on the minimum home range and dispersal capabilities of the species, to avoid unfeasible habitat areas from a metapopulation point of view.

The resulting map allows the projection of the distribution pattern of the huemul in space and time as a function of the manageable environmental factors. Incorporating the spatial scale at which the species of interest perceives its habitat allows assessment of habitat quality and connectivity of actual and potential sites of huemul deer. The spatial explicit projection of the available information referred to the presence of the species in Chile Central allows the map to be considered in different landscape planning tools at different scales.

Key words: species distribution models, habitat suitability maps, landscape planning, *Hippocamelus bisulcus*, Central Chile.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Modelos de distribución de especies y conservación de la biodiversidad

La identificación de los factores que definen los patrones de distribución de las especies es una problemática fundamental e histórica en ecología (Elith y Leathwick 2009; Franklin 2009; Mackey y Lindenmayer 2001; Peterson et al. 2011). Los patrones espaciales y temporales del movimiento de las especies se relacionan con los requerimientos de los individuos por alimento, refugio, reproducción, reducción de competencia y evasión de depredación (Mackey y Lindenmayer 2001; Vospernik y Reimoser 2008). En la actualidad, estos patrones se ven afectados por la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat, a un ritmo sin precedentes en la historia, poniendo en riesgo la conservación de la biodiversidad (Hooper et al. 2005; Pereira et al. 2010; Haddad et al. 2015). Los modelos de distribución de especies (MDEs) son una herramienta cada vez más relevante para el estudio de los patrones de distribución, asociados a las características ambientales del paisaje (Elith y Leathwick 2009; Franklin 2009; Peterson et al. 2011).

Se distinguen dos tipos de MDEs, modelos mecanicistas derivados del conocimiento ecofisiológico de las especies (Kearney y Porter 2009), y modelos correlativos derivados de registros de especies y mapas de variables ambientales (Franklin 2009; Peterson et al. 2011). El aumento en la disponibilidad de datos georreferenciados y poderosos procesadores, sumados al escaso conocimiento ecofisiológico para la mayoría de las especies, han generado un crecimiento exponencial en el uso de los MDEs correlativos en los últimos años (Elith y Leathwick 2009; Guisan et al. 2013). A grandes rasgos, los MDEs combinan conceptos tradicionales de la ecología y la historia natural, con el desarrollo más reciente en estadística y teoría de la información (Elith et al. 2008; Elith y Leathwick 2009). Éstos pueden ser aplicados a la evaluación de la biodiversidad, diseño de reservas biológicas, manejo y restauración de hábitat, planes de conservación de especies y hábitat, análisis de viabilidad poblacional, evaluación de riesgo ambiental, manejo de especies invasivas, modelación de comunidades y ecosistemas, y predicción de efectos de cambio ambiental global en especies y ecosistemas (Franklin 2009; Peterson et al 2011).

A pesar del potencial de los MDEs como soporte para estrategias de conservación, su aplicación y real utilidad en ese contexto aún no son claras en la literatura (Guisan et al. 2013).

Diversos autores hacen énfasis en este punto, acusando principalmente una falta de fundamento ecológico en la aplicación de los MDEs, (Austin 2007; Elith y Leathwick 2009; Peterson et al. 2011) y su limitación en la capacidad de proyectar los patrones de las especies en el tiempo y el espacio (Pearson et al. 2006; Franklin 2010). Los MDE generan mapas atractivos con relativa facilidad, pero la mayoría de las publicaciones omiten una fundamentación conceptual que ayude a validarlos como herramientas de conservación (Austin 2007; Elith y Leathwick 2009). Además, resultan escasos los ejemplos en la literatura MDE que integren factores antrópicos en las modelaciones (Naves et al. 2003; Zhou y Zang 2011; Bleyhl et al. 2015), debido a que no siempre existe información y a que estos factores responden a una escala espaciotemporal más dinámica que los más usuales factores topográficos y climáticos (Pulliam 2000; Mackey y Lindenmayer 2001; Pearson et al. 2004), lo que tiende a complejizar la modelación.

Para efectos del manejo de especies amenazadas por la presión antrópica, incorporar factores propios de procesos dinámicos del paisaje que afectan a su distribución resulta clave para apoyar estrategias de conservación (Guisan y Thuiller 2005; Franklin 2010). La conservación de la biodiversidad es una tarea compleja, no sólo limitada por factores administrativos y económicos, sino por la condición holística de todos sus componentes, lo que demanda cautela y fundamento en la toma de decisiones (Ripple y Beschta 2012; Wittmer et al. 2013). En ese sentido los MDEs son herramientas que pueden ayudar a comprender la distribución de las especies tanto en función de los factores ambientales abióticos (clima y topografía) como de factores derivados de la actividad antrópica en el paisaje (Pearson et al. 2004). Son estos últimos factores los que resultan determinantes en la distribución remanente para la mayoría de las especies en estado de conservación (Hoffmann et al. 2011; Di Marco et al. 2014; Ripple et al. 2015).

El tema central de este trabajo es la distribución del huemul (*Hippocamelus bisulcus*, Molina 1782) en Chile Central, donde persiste el grupo más septentrional (Marín et al. 2013) de esta especie amenazada de ciervo andino (Jiménez et al. 2008). El huemul se asocia al ecosistema también amenazado de los bosques templados de Sudamérica (Myers et al. 2000; Echeverría et al. 2006 y 2012; Aguayo et al. 2009; Altamirano y Lara 2010; Lara et al. 2012; Miranda et al. 2015). Los parques nacionales y reservas en general resultan insuficientes para la protección de mamíferos de gran tamaño como el huemul (Simonetti 1995; Channell y Lomolino 2000; Hoffmann et al. 2011; Di Marco et al. 2014; Ripple et al. 2015), y la conservación debe ser capaz de incorporar acciones complementarias fuera de las áreas protegidas, tales como corredores biológicos, educación o fomento de prácticas sustentables de producción, dependiendo de cada contexto.

Por todo lo expuesto, esta tesis aborda la construcción de un mapa de hábitat para la conservación del huemul, a partir de la integración de dos MDEs correlativos que diferencian entre una variabilidad temporal relativamente estable para los factores abióticos que afectan a la especie, respecto de una variabilidad más dinámica para factores dependientes de la actividad antrópica y susceptibles al manejo. El mapa considera además la configuración espacial del hábitat en función de la capacidad de dispersión y el tamaño del rango de hogar reportados para la especie. Estas consideraciones permiten proyectar el patrón de distribución del huemul en el tiempo y el espacio incorporándolo a procesos dinámicos del paisaje (Guisan y Thuiller 2005; Pearson et al. 2006; Franklin 2010). El mapa se entiende como una herramienta que ordena espacialmente elementos de interés para apoyar y facilitar la toma de decisiones, y se enmarca en los objetivos del Plan Nacional de Conservación del Huemul (CONAF et al. 2009).

1.2. El huemul de Chile Central

El huemul es una especie de cérvido mediano, endémico de Chile y Argentina, hoy restringido a algunas zonas de los Andes del sur de Chile y Argentina (Vila et al. 2006). Existen registros de su distribución desde los 33°S a los 54°S a la llegada de los primeros colonos europeos (Díaz 1993), pero actualmente se encuentra extinto al norte de los 36°S, no existen registros entre los 38°S y 41°S en Chile y su límite austral se ubica en los 53°S (Vila et al. 2006; CONAF et al. 2009). Se estima que en los últimos 500 años se ha reducido su distribución en más de un 50% (Redford y Eisenberg 1992). Hoy se calcula una población remanente que no supera los 1500 individuos (Jiménez et al. 2008), lo que representa entre menos de un 10% (Cabrera y Yepes 1960) y un 1% (Redford y Eisenberg 1992) de su población de hace 500 años. Esta población remanente se encuentra severamente fragmentada en 101 grupos identificados (Vila et al. 2006). Reportes recientes indican tamaños para estos grupos, de entre 1 a 11 individuos, mientras que en el pasado podían exceder los 100 individuos (Jiménez et al. 2008). Por estas razones el huemul está clasificado en categoría 'en peligro' (EN) desde 1982 (Jiménez et al. 2008), desde 2006 es Monumento Natural en Chile (MINAGRI 2006) y es el cérvido sudamericano más amenazado (IUCN 2013). A pesar de los esfuerzos realizados por diversos investigadores e instituciones (CONAF et al. 2009), la información referente a su abundancia y a sus dinámicas poblacionales aún es incipiente y limitada (Vila et al. 2006; Gill et al. 2008; Corti et al. 2010).

1.2.1. Hábitat y capacidad de dispersión

Actualmente, el huemul se distribuye principalmente en terrenos cordilleranos de los Andes, desde el nivel del mar en sus latitudes australes, hasta los 3000 msnm en su latitud más septentrional (Jiménez et al. 2008). Su hábitat se asocia a bosques templados de *Nothofagus spp.* y a sus bordes (Povilitis 1998; Frid 2001), existiendo registros para diversos hábitats, tales como valles planos a fuertes pendientes, desde praderas a densos matorrales o bosques, incluyendo áreas perturbadas por incendios y hábitats mixtos (Jiménez et al. 2008). Su dieta contempla gran diversidad de especies vegetales, reflejando la adaptabilidad a diferentes ambientes (Jiménez et al. 2008). Está considerado como una especie de ecotono entre el bosque y espacios abiertos, donde combina hábitats cotidianos de forrajeo, refugio y tránsito (López et al. 2005; Frid 2001). Los datos que existen respecto a su rango de hogar y movimiento describen una especie excepcionalmente sedentaria para un cérvido (Gill et al. 2008), con un rango de hogar entre 357 y 656 ha, con movimientos en general menores a 1 km, y alguna excepción de hasta 8 km. El desplazamiento estacionario ocurre dentro del rango de hogar (Povilitis 1998; Gill et al. 2008) y es dependiente de la elevación, a mayor elevación se produce un desplazamiento invernal hacia zonas más bajas que en sitios de menor elevación no ocurre. Se trata de una movilidad estacional casi inexistente y muy modesta en comparación a los reportes para otros cérvidos de montaña (Livezey 1991; Albon y Langvatn 1992; Danilkin, Darman y Minayev 1992). Se ha descrito como un animal de carácter variable, mostrándose confiado frente al ser humano para algunas zonas, mientras que en otras es tímido y esquivo (Díaz et al. 2007).

1.2.2. Amenazas

Como amenazas para el huemul independientes de la actividad antrópica, se han reportado la depredación por puma (*Puma concolor*) y zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*). El resto de las amenazas reportadas se deriva de la actividad antrópica: depredación por perros domésticos, caza ilegal, competencia y enfermedades asociadas a ganadería, introducción de especies exóticas, y el desarrollo de infraestructura y turismo (López et al. 1998; Povilitis 1998; Gill et al. 2008; Corti et al. 2010). Varios autores destacan la pérdida, fragmentación y degradación del hábitat, como las principales causas de su declinación poblacional (Cabrera y Yepes 1960; Redford y Eisenberg 1992; López et al 1998; Povilitis 1998; Gill et al. 2008; Hinojosa y Ramírez 2014). Esta afirmación se ve reforzada por diversas investigaciones asociadas a la pérdida, fragmentación y degradación del bosque templado (Aguayo et al. 2009; Altamirano y Lara 2010; Echeverría et al. 2006 y 2012; Lara et al 2012; Miranda et al. 2015). Recientemente se ha

encontrado deficiencia ósea en algunos grupos de huemules, probablemente debido a la degradación del hábitat (Flueck y Smith-Flueck 2008). Tanto Chile como Argentina tienen mecanismos débiles de protección, incluso para las áreas protegidas, lo que también constituye una amenaza en sí (Povilitis 1998; Frid 2001; Gill et al. 2008).

1.2.3. El huemul de Chile Central

En Chile Central subsiste el grupo más septentrional de huemules, ubicado en el sector cordillerano de la Región del Biobío (36°-37°S) (Povilitis 1998; CONAF et al. 2009). Este grupo se encuentra aislado a más de 316 km del grupo más próximo (Vila et al. 2006) y se estima que persisten alrededor de unos 50 individuos (Povilitis 2002), repartidos en pequeños grupos. Estudios del tamaño de rango de hogar para este grupo (Colomes 1978; Povilitis 1979) son coincidentes con los resultados reportados por Gill et al. (2008), con un tamaño mínimo del orden de 300 ha. Marín et al. (2013) determinaron con un estudio filogenético, la persistencia de tres macrogrupos diferenciados para todo el rango de distribución de la especie. El grupo de Chile Central se constituye como el único representante del macrogrupo que habita un clima de características mediterráneas (32°-37°S), lo que le otorga una importancia evolutiva particular, dada su diferenciación genética, importante para la conservación de la biodiversidad de la especie (Shafer et al. 2011; Marín et al. 2013). Desde el año 1975 se realizan muestreos de los sitios de hábitat de este grupo (CONAF et al. 2009).

1.2.4. Mapas de distribución del huemul

El desarrollo de estrategias de conservación exitosas depende en gran medida de conocer el espacio geográfico donde ocurre la especie de interés. A pesar de que el huemul goza de protección legal tanto en Chile como en Argentina y de que existen esfuerzos de conservación desde la década de 1930, las acciones enfocadas a definir su distribución son escasas y recientes (Díaz 1993; Vila et al. 2006). López et al. (1998) realizaron una sistematización espacial de la información existente de todo el rango de distribución del huemul, a una resolución espacial de 16 km. Vila et al. (2006) repitió el mismo ejercicio, con mayores recursos y a una resolución de 8 km. En ambos casos se da cuenta de lo incipiente que es la información disponible. Recientemente han aparecido nuevos estudios de la distribución del hábitat aplicando técnicas de MDEs para la Patagonia argentina (Rosas et al. 2017) y para la Ecorregión Valdiviana (Quevedo et al. 2017).

Para el grupo de Chile Central, Povilitis (1998), López et al. (2005) y CONAF (2014) han propuesto modelos y mapas que buscan informar sobre su distribución y hábitat. Las variables ambientales ocupadas en estos casos se refieren a aspectos topográficos (Povilitis 1998; López et al. 2005; CONAF 2014) y de cobertura (López et al. 2005; CONAF 2014). Sólo dos investigaciones reconocen el carácter estacional del hábitat del huemul (Povilitis 1998; López et al. 2005), y sólo Povilitis (1998) considera una evaluación en términos de calidad y configuración espacial. Los tres antecedentes se constituyen en aproximaciones a la distribución del huemul de Chile Central, y deben continuar ajustándose en términos metodológicos, escala y calidad de información (López et al. 2005; CONAF et al. 2009; CONAF 2014).

1.3. Objetivos

El objetivo principal es generar una herramienta para la conservación del huemul en Chile Central, que entregue insumos que orienten la toma de decisiones y respalde acciones de conservación.

1.3.1. Objetivo general

Construir un mapa de hábitat para la conservación del huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en Chile Central.

1.3.2. Objetivos específicos

1. Construir un modelo de distribución (MDE) del huemul para Chile Central.
2. Construir un mapa de hábitat del huemul en Chile Central, a partir del MDE.
3. Analizar la utilidad potencial del mapa de hábitat para la conservación de la especie en Chile Central.

1.4. Marco conceptual para la construcción del mapa de hábitat

El hábitat es la manifestación espacial de la ocurrencia de una especie −incluyendo supervivencia y reproducción− en función de los recursos y condiciones presentes en un área, y de su configuración espacial que permite dispersión y migración (Hall et al. 1997). Los MDEs relacionan los factores ambientales de un área con los registros de presencias y ausencias de una especie, para generar mapas de probabilidad de presencia de la especie (Franklin 2009;

Peterson et al. 2011). Estos mapas generalmente son interpretados como una aproximación a la distribución potencial o a la calidad del hábitat de la especie (Phillips et al. 2006; Franklin 2009; Merow et al. 2013).

La distribución de una especie y su hábitat dependen de múltiples factores ambientales que ocurren a diferentes escalas, incluyendo los factores antrópicos (Mackey y Lindenmayer 2001; Soberón 2007; Peterson et al. 2011). En el ámbito de la conservación, es relevante diferenciar aquellos factores susceptibles de manejo de aquellos que no. Así, el mapa de hábitat se construye a partir de dos MDEs que dan cuenta de esta diferencia, reconociendo factores abióticos ajenos al manejo y factores manejables susceptibles a este. Al hacer esto se está reconociendo una variabilidad temporal, ya que factores abióticos derivados de la topografía y el clima tienen una dinámica relativamente más estable en el tiempo que la dinámica de factores ambientales manejables dependientes de la actividad antrópica, tales como la cobertura de suelo, abundancia de vegetación y la accesibilidad antrópica. Esta variabilidad temporal presente en los factores ambientales se ha tomado en cuenta al momento de elegir los registros de la especie ocupados para cada MDE, de tal forma de obtener resultados que efectivamente incorporen la dinámica temporal de los distintos factores ambientales que afectan a la ocurrencia de la especie.

Así, se construye un MDE abiótico sólo en base a presencias, considerando como tal todos los registros disponibles (CONAF 2014 y 2015), y un MDE manejable en base a presencias y ausencias, que diferencia aquellos registros que presentan presencia actual, de aquellos donde se ha confirmado la desaparición de la especie. Cada MDE se ha clasificado en tres calidades (alta, media y baja) y la intersección de estas clases ha generado cuatros tipos de hábitat, además de la matriz no apta para la especie: principal, potencial, refugio marginal y marginal (Fig. 1). Esta aproximación bidimensional es similar al modelo para carnívoros propuesto por Naves et al. (2003) (Kangaraj et al. 2011; Martin et al. 2012; De Angelo et al. 2013) y a su posterior aplicación en ungulados amenazados (Zhou y Zang 2011; Bleyhl et al. 2015), pero se han modificado las definiciones de los tipos de hábitat resultantes. Los tipos de hábitat propuestos por Naves et al. (2003) asumen dinámicas fuente-sumidero (Pulliam 1988) que dependen de procesos de migración y colonización imposibles de inferir a partir de los registros de presencia-ausencia, por lo que se ha optado por definir los tipos de hábitat con un criterio orientado a decisiones de manejo.

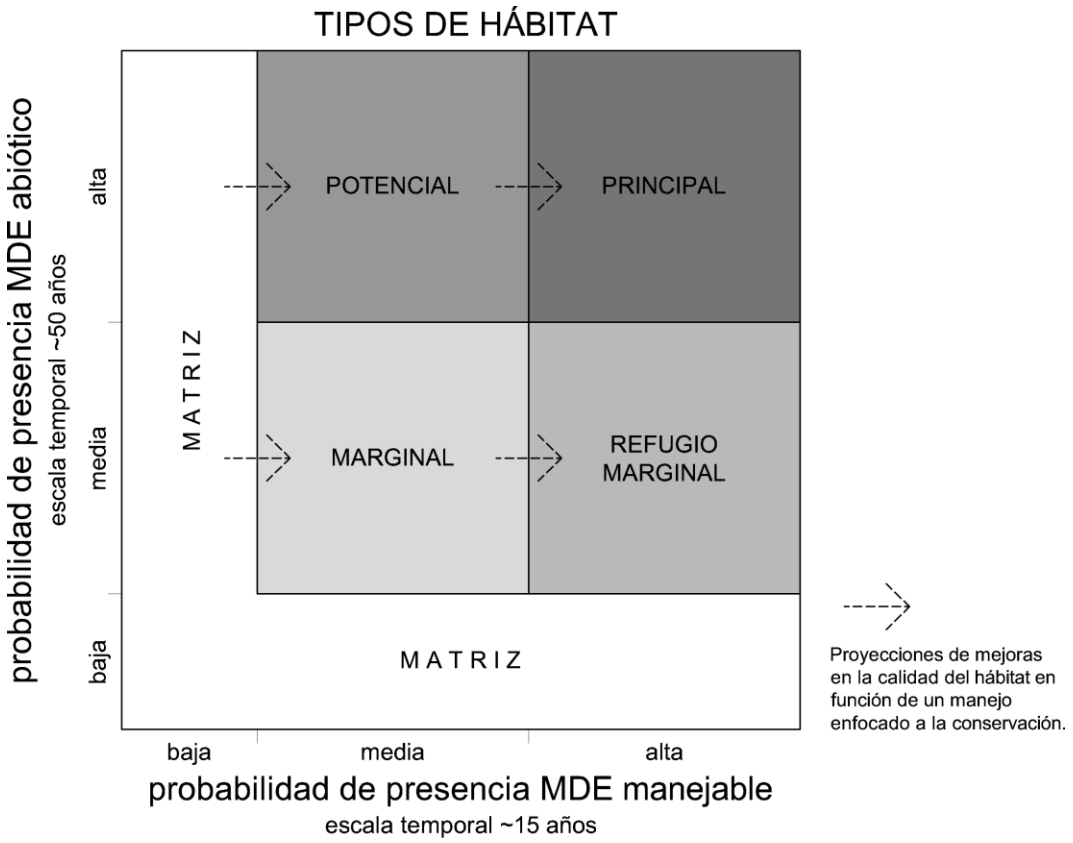


Figura 1. Modelo conceptual para la clasificación de los tipos de hábitat del mapa, a partir de factores ambientales abióticos (MDE abiótico) y factores ambientales susceptibles de manejo (MDE manejable).

Hábitat principal: áreas con una alta probabilidad de presencia para los dos MDEs. Es donde se espera encontrar a la mayoría de los grupos remanentes de la especie, donde existe mayor probabilidad de encontrar grupos no registrados y donde podría pensarse en sitios de recolonización con fines de conservación. El hábitat principal debiera ser prioritario en la focalización de los recursos para la conservación de la especie.

Hábitat potencial: áreas con una alta probabilidad de presencia en función de factores ambientales abióticos y probabilidad media en función de los factores ambientales manejables. Aquí se está informando una disminución en la probabilidad de presencia en función de las variables ambientales manejables y se asume un deterioro en la calidad del hábitat. Es donde se espera encontrar la mayoría de los registros en los que se ha confirmado la desaparición de la especie y, en ese sentido, los grupos de huemules que actualmente habiten estas áreas es probable que se encuentran amenazados. Es el tipo de hábitat que debiera concentrar medidas de manejo a mediano y largo plazo orientadas a promover actividades antrópicas compatibles con la ocupación de la especie, que resulten en una futura transición de probabilidad media a alta

de presencia en función de los factores ambientales manejables. En esa transición radica el potencial de este tipo de hábitat a ampliar la superficie disponible de hábitat principal.

Hábitat refugio marginal: El resultado de alta calidad manejable está indicando que los factores ambientales que han sufrido cambios durante el periodo de estudio no están afectando al proceso de extinción local, son áreas refugio respecto a los factores ambientales manejables. Sin embargo, la calidad media abiótica indica que son áreas que carecen de condiciones óptimas para la ocurrencia de la especie. El interés de conservación de estas áreas es bajo, pero entregan información a una escala de paisaje para entender la dinámica de los factores ambientales. En caso de encontrarse huemules en estas áreas sería necesario evaluar la reubicación de estos individuos a hábitats más favorables, o bien reconsiderar y ajustar la modelación en caso de ser poblaciones que muestren persistencia en el tiempo.

Hábitat marginal: áreas que carecen de condiciones óptimas para la ocurrencia de la especie en función de los dos MDEs. Son áreas de baja probabilidad de presencia de huemul, y en caso de registrarse individuos el criterio debe ser el mismo que para el caso del refugio marginal.

Matriz no habitable: la baja probabilidad de presencia para cualquiera de los MDEs indica la inexistencia de condiciones favorables para la ocupación de la especie.

Una vez obtenido el mapa con los tipos de hábitat, se ha incorporado el factor de la dispersión de la especie asociado a la configuración espacial del hábitat, considerando un tamaño de rango de hogar mínimo de 300ha y los desplazamientos cotidianos (1km) y excepcionales (8km) reportados para la especie. Es posible determinar la escala espacial a la que percibe una especie su hábitat a partir del tamaño de su rango de hogar y su capacidad de dispersión (Farina 1998). Estas variables sumadas a la calidad del hábitat determinan cómo la configuración espacial del hábitat influye en la dinámica poblacional de la especie de interés, y este análisis es posible realizarlo desde una aproximación metapoblacional. Una estructura metapoblacional caracteriza a un grupo de poblaciones que intercambian individuos entre sí, y se define tanto por la configuración espacial del hábitat como por su calidad (Pulliam 1988; Hanski y Gilpin 1991; Hanski 1998). La aproximación metapoblacional es un acercamiento espacialmente explícito a la dinámica poblacional de un organismo y varios autores han sugerido su incorporación a MDEs con el objetivo de proyectar la distribución potencial de las especies en el tiempo y el espacio y obtener herramientas más robustas para la conservación (Guisan y Thuiller 2005; Franklin 2010).

En un orden jerárquico, el MDE abiótico corresponde a un nivel superior en la definición de las condiciones de hábitat para la especie (Mackey y Lindenmayer 2001; Pearson et al. 2004). El MDE manejable da cuenta de factores ambientales de menor jerarquía en la definición del hábitat, pero se trata de un nivel que es factible de manejar en función del ordenamiento de la actividad antrópica en el paisaje. Un mapa que informe sólo de factores ambientales abióticos permite generar acciones de manejo enfocadas a proteger áreas y restringir accesos. La información que entrega el MDE manejable, permite integrar en una planificación a escala de paisaje o regional los requerimientos de hábitat de la especie con las dinámicas de la actividad antrópica y evaluar distintos escenarios. No se asume que la actividad antrópica represente una amenaza *per se* para la conservación del huemul, ya que existe suficiente evidencia internacional de casos de convivencia entre ungulados silvestres y actividades productivas reguladas (Radeloff et al. 1999; Debeljak et al. 2001; Vospernik y Reimoser 2008). En esa línea se ha reportado para poblaciones más australes de huemul, que la ocupación del huemul no se ve afectada por la cobertura de plantaciones exóticas, por ejemplo, sino por la disponibilidad de sotobosque que estas pueden ofrecer (Sandvig et al. 2016). A lo que apunta este trabajo es al desarrollo de prácticas sustentables de producción que permitan niveles de convivencia con fauna silvestre.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Los registros de huemul disponibles (CONAF 2014 y 2015) corresponden a la zona Los Nevados de Chillán, de acuerdo con la zonificación del Plan Nacional de Conservación del Huemul (CONAF et al. 2009), que se ubica en el sector cordillerano de la Región del Biobío, entre los 36° y 37°S. De origen volcánico y de gran diversidad geológica y geomorfológica (Rodríguez et al. 2008), el área presenta un carácter montañoso con altitudes entre 800-3000 msnm. Se ubica en la transición entre los macrobioclimas mediterráneo y templado, con registros de temperatura media anual de 5,0 a 10,0 °C, índice de continentalidad de 10,2 a 13,0 °C, y precipitación anual entre 787 a 2116 mm (Luebert y Pliscoff 2006). El límite de la vegetación se presenta a 2700 msnm y el límite del bosque a 2100 msnm (Pfanzelt et al. 2008). Estas condiciones generan para esta latitud la mayor riqueza en especies (flora vascular) del país y el mayor grado de endemismos (Villagrán e Hinojosa 1997; Bannister et al. 2012). El alto valor de la biodiversidad del lugar y su escasa protección han sido reconocidos a nivel nacional e internacional (Armesto et al. 1998; Myers et al. 2000).

Se consideran dos extensiones de modelación (Fig. 2), de acuerdo con los dos MDEs construidos. La extensión del MDE abiótico definida por las latitudes 33°S y 40°S y longitudes 69°30'O y 74°O, con una superficie estimada de 314227 km^2, responde a la posibilidad de encontrar áreas adecuadas para la especie dentro del rango histórico de la especie (Díaz 1993; Povilitis 1998) para el macro grupo de huemules de Chile Central más adaptado a latitudes septentrionales (Marín et al. 2013). La extensión del MDE manejable es resultado del MDE abiótico, ya que sólo interesa estudiar los factores ambientales susceptibles de manejo en aquellas áreas donde los factores ambientales abióticos permiten la ocurrencia de la especie. Ésta se enmarca entre las latitudes 35°15' y 38°24'S y longitudes 70°41' y 71°52'O, con una superficie estimada de 36938 km^2. La extensión del MDE manejable es la que define la extensión del mapa de hábitat para el huemul de Chile Central.

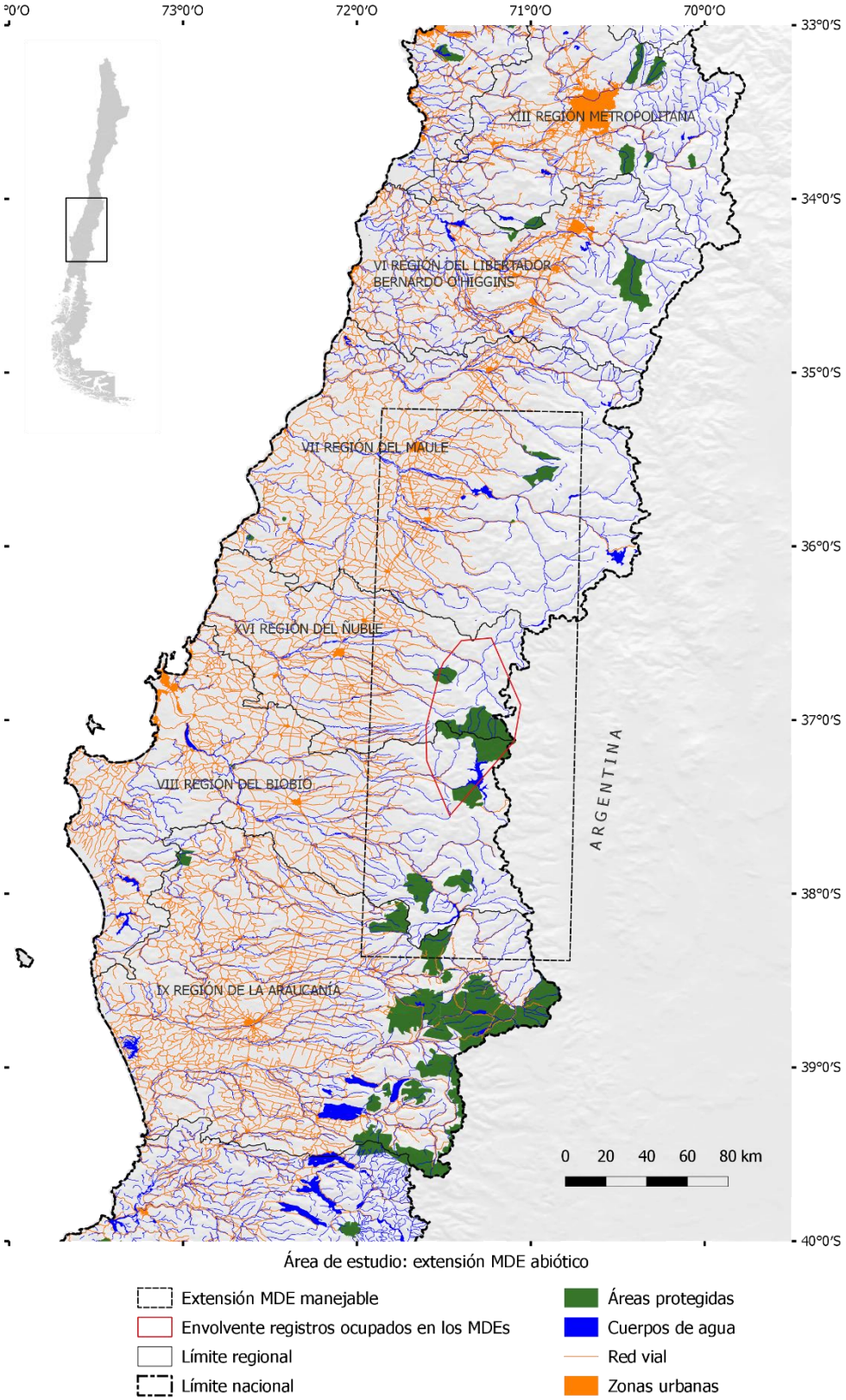


Figura 2. Área de estudio con las extensiones ocupadas para los MDEs abiótico y manejable (construido a partir de capas elaboradas por Albers 2012; SIT-CONAF 2017; UGIT-GORE-Biobío 2017).

2.2. Registros de huemul

Se cuenta con dos tipos de registros de huemul para este trabajo, ambos en formato de puntos georreferenciados (ver detalle en Anexo A.1): registros ocupados en los MDEs y registros independientes de las modelaciones ocupados en la evaluación del mapa de hábitat.

2.2.1. Registros ocupados en los MDEs

Para las modelaciones se ocuparon registros de prospecciones reiteradas en sitios de huemul en las actuales Regiones del Ñuble y del Biobío, realizadas entre los años 1974 y 2015 (Povilitis 1979; CONAF 1985; Cerda 1992; López 1994 y 2010; entre otros). Estos datos han sido recopilados de forma independiente por dos trabajos (CONAF 2014 y 2015), cuyo objetivo común fue establecer la presencia histórica de la especie previa al año 2009 y la presencia actual confirmada posterior al año 2009. Como presencia histórica se entienden aquellos sitios para los que en alguna prospección se registró la presencia de la especie, y para el año 2009 se ha confirmado su desaparición (ausencia) con más de una prospección con resultado negativo para cualquier rastro de la especie. Así, todos los registros han sido considerados como presencia para el MDE abiótico. Esta decisión considera que para el periodo entre los años 1974 y 2009, todos los datos corresponden a un sitio con condiciones ambientales favorables para la especie para efectos del MDE abiótico. En el caso del MDE manejable, solo los registros con presencia confirmada para el año 2009 han sido considerados presencias y se asume que las ausencias (desaparición confirmada de la especie) implican un desplazamiento o extinción local motivado por los factores ambientales definidos como manejables, ya que la especie por sí misma no tiende a desplazarse (Gill et al. 2008).

Si bien ambas recopilaciones (CONAF 2014 y 2015) provienen de las mismas fuentes, la falta de sistematización de la información ha generado dos sets de puntos georreferenciados similares, pero no coincidentes, lo que ha motivado ocuparlos de forma separada en modelaciones distintas, para luego combinar los resultados obteniendo un promedio de ambos buscando reducir los sesgos que cada set de datos pudiera tener. En total se ocuparon en las modelaciones 53 puntos de los registros de CONAF (2014) y 42 de los registros de CONAF (2015), luego de la depuración de los datos (Sec. 2.2.3).

2.2.2. Registros para evaluación del mapa de hábitat

Además, se dispuso de registros de monitoreos de cámaras trampa para el periodo 2012 a 2016 provenientes de tres fuentes: Arauco (2016), CONAF (2016) y Forestal Mininco (2016). Estos datos fueron ocupados para la evaluación del mapa de hábitat, ya que su agregación espacial (puntos muy juntos en pocas áreas muy específicas, ver Anexo A.1.3) generaría resultados muy sesgados para los algoritmos MDE (Peterson et al. 2011): en total se ocuparon 178 puntos luego de eliminar los registros repetidos.

2.2.3. Depuración de los registros

Cada set de datos (CONAF 2014 y 2015) fue depurado (Hijmans y Elith 2016) con el fin de evitar sesgos debidos a autocorrelación espacial (Anderson y Raza 2010; Phillips et al. 2017). Para la calibración de los algoritmos se eliminaron aquellos puntos ubicados en un radio <3km entre sí. No existe un criterio absoluto para definir este valor, y el criterio ocupado fue en función de la resolución de los mapas de variables ambientales (~1km y ~0,5km). Dos locaciones en una misma celda de la grilla de ~1km aumentan artificialmente la ponderación de los valores ambientales para esa celda en el resultado de los algoritmos MDE, lo que podría ser útil si uno buscara modelar con datos de abundancia, pero no es el caso. Lo que interesa en este trabajo es ponderar todos los sitios ocupados por el huemul por igual, para así obtener información sobre sitios de similares características ambientales para el área de estudio. Además, los mapas de variables ambientales ocupados (WCS y CIESIN 2005; Broxton et al. 2014a y 2014b; Fick y Hijmans 2017) son el resultado de interpolación espacial de datos, lo que genera que entre celdas contiguas ya exista un grado de autocorrelación.

Como criterio de eliminación, para cada par de puntos ubicado dentro de un radio <3km, se mantuvieron aquellos con los valores menos representativos con respecto al promedio de la variable predictora de mayor contribución en las modelaciones del MDE abiótico (Maxent) (ver Anexo A.2.2), con el objetivo de reducir la información reiterativa en los registros finales. Así, para el caso de CONAF (2014), de un total de 56 puntos (26 presencias y 30 ausencias), se eliminaron 3 registros, quedando para la modelación un total de 24 presencias y 29 ausencias. En el caso de CONAF (2015), de un total de 46 puntos (36 presencias y 10 ausencias), se eliminaron 4 registros. En total se ocuparon en la modelación 33 presencias y 9 ausencias. Los registros ocupados en la calibración del MDE abiótico (CONAF 2014 y 2015) abarcan una superficie de aprox. 358655ha, de acuerdo al polígono de envolvente convexa (Fig. 2). No fue posible ocupar los registros de CONAF (2015) para el MDE manejable, debido a las escasas ausencias

(presencias históricas) disponibles, que no permitieron obtener buenos resultados en modelos preliminares ($AUC_{test} < 0,61$) ((Swets 1988; Elith et al. 2006).

En el caso de los registros ocupados para la evaluación del mapa de hábitat (Arauco 2016; CONAF 2016; Forestal Mininco 2016), sólo se eliminaron los puntos repetidos y de un total de 268 se obtuvo un set de 178. Aquí es probable que varios puntos coincidan en una misma celda del mapa de hábitat y no se realizó el trabajo de identificar un sólo registro por celda, así como tampoco el trabajo inverso de cuantificar la frecuencia de presencias para cada punto (estimación potencial de abundancia). Ambas acciones podrían resultar en una mejor evaluación del mapa.

2.3. Variables predictoras

Todas las variables fueron proyectadas y procesadas en el sistema de coordenadas UTM zona 19S con los softwares QGIS (Quantum GIS Development Team 2016) versión 2.8.8-Wien, R (R Development Core Team 2016) versión 3.3.2, paquete 'raster' (Hijmans et al. 2016) versión 2.5-8, y Microsoft Excel (2007).

2.3.1. Variables predictoras para el MDE abiótico

Para la modelación del nicho abiótico se ocuparon 21 variables climáticas y topográficas: 19 variables climáticas obtenidas del proyecto *WorldClim2* (Fick y Hijmans 2017) y un modelo digital de elevación (SRTM), a partir del cual se obtuvieron las variables 'pendiente' y 'rugosidad' (Wilson et al. 2007). La 'elevación' no fue ocupada en la modelación, ya que es una variable muy correlacionada con variables que tienen un impacto biofísico directo en la especie y, a la vez, una alta variación en la gradiente latitudinal (p. ej., presión atmosférica y humedad). Para extensiones que abarcan más de dos grados latitudinales, es probable que la elevación no contenga mucho valor ecológico (Phillips et al. 2006). Para el caso del huemul se ha reportado una relación de disminución en *c.* 100m de elevación para cada grado latitudinal (Gill et al. 2008), lo que implica que entre los límites norte (33°S) y sur (40°S) del área de estudio, existe una diferencia de 700m para los efectos de cómo la especie percibe la elevación, una diferencia que los algoritmos de modelación no tienen cómo incorporar. La 'orientación', que también puede obtenerse a partir del modelo digital de elevación, para el caso del huemul depende de los hábitos estacionales de la especie, factor no considerado en este trabajo. Todas las variables tienen una resolución espacial de ~1km (30arcsec). Las variables climáticas corresponden al periodo comprendido entre los años 1970 a 2000 (Fick y Hijmans 2017), que es coincidente con la escala temporal definida para el nicho abiótico en función de los registros de presencia histórica.

Para incrementar la simpleza y precisión del modelo e identificar las variables ambientales críticas que afectan la distribución de la especie, se implementó una optimización en la selección de variables (Merow et al. 2013) basada en Warren et al. (2014). Primero se construyó un modelo con todas las variables ambientales y se desecharon aquellas con una contribución <1%, o con un coeficiente de correlación de Pearson >|0.8| con la variable de mayor contribución al modelo. La correlación de las variables ambientales para el área de estudio se obtuvo a partir de 5000 puntos aleatorios representativos del área de estudio (Radosavljevic y Anderson 2014). Este proceso se repitió hasta obtener un set definitivo de variables ambientales para la modelación. En los últimos modelos de este proceso, se revisó además el análisis *jackknife* para los datos de evaluación (*test*), que permite conocer la contribución de cada variable, modelada de forma individual, a la ganancia total del modelo (Phillips et al. 2006; Phillips y Dudík 2008), con el fin de incorporar alguna variable con una contribución <1% total del modelo, pero con una contribución singular (ver Anexo A.2.3). El set definitivo consistió en seis variables: dos de temperatura, dos de precipitación y dos topográficos (Tabla 1), de las que la pendiente sólo fue ocupada para la modelación con el set de registros de CONAF (2015), ya que no obtuvo contribución significativa para el caso de CONAF (2014).

Las variables ocupadas dan cuenta de la calidad de frontera climática para el área de estudio con un clima mediterráneo hacia el norte y uno templado hacia el sur. Esta frontera se da en ambos sentidos, con una variación latitudinal marcada por el descenso en la altitud de la cordillera hacia el sur, y una variación longitudinal generada por la presencia del Océano Pacífico y la Cordillera de Los Andes (Fig. 3).

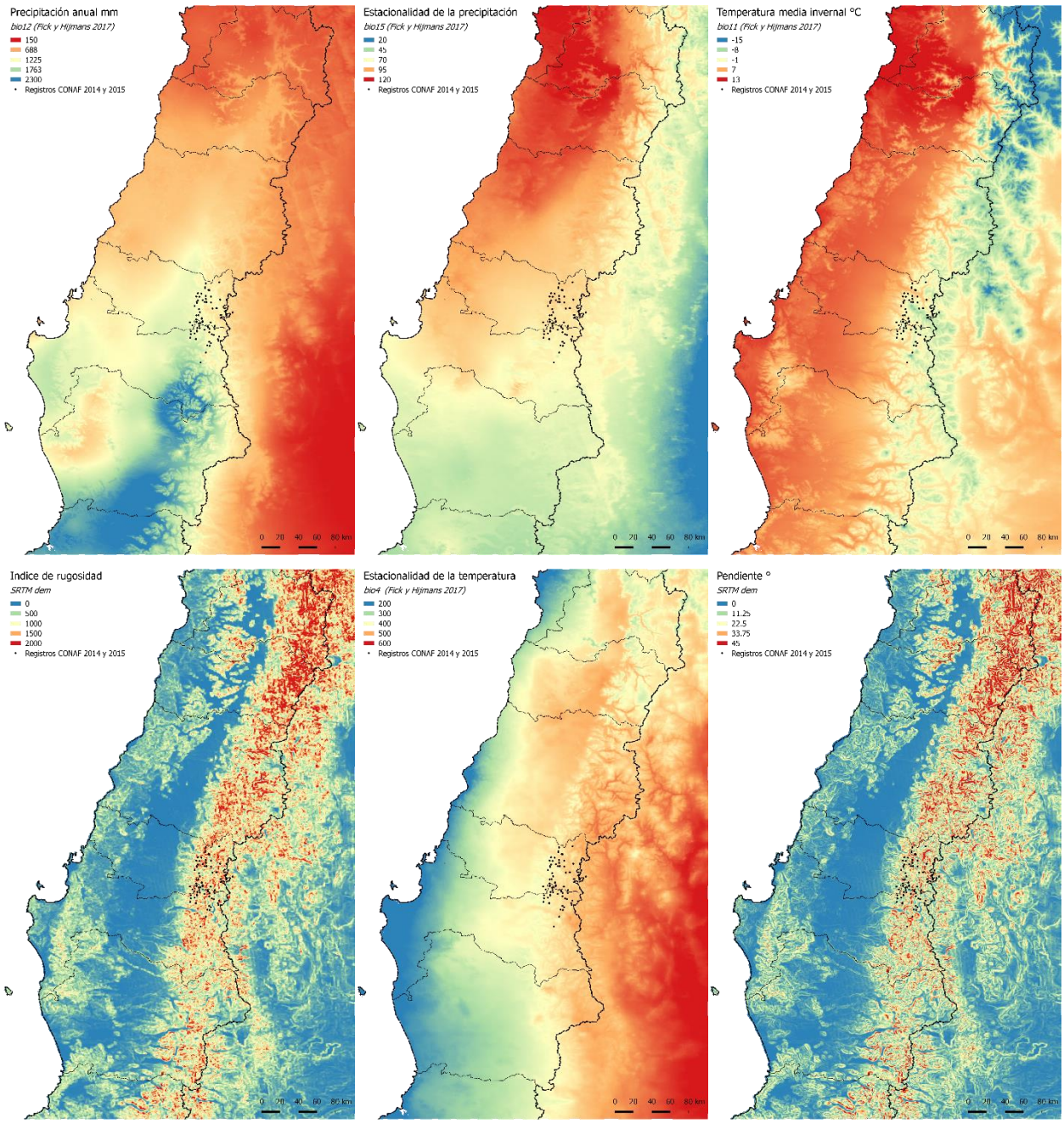


Figura 3. Variables ambientales ocupadas en el MDE abiótico ordenadas por su contribución a la modelación: precipitación anual, estacionalidad de la precipitación, temperatura media invernal, índice de rugosidad, estacionalidad de la temperatura y pendiente.

2.3.2. Variables predictoras para el MDE manejable

La frontera temporal que diferencia los registros de presencia actual e histórica (ausencias) del huemul se ubica en el año 2009 de acuerdo a CONAF (2014 y 2015). La longevidad de la especie es de 15 años aprox., por lo que tiene sentido establecer un rango válido para las variables del MDE manejable de ~1994 en adelante. En total se ocuparon 3 variables bajo el

criterio de ser variables susceptibles al manejo, y por mostrar una dinámica temporal en el paisaje correlativa con el periodo que registra la desaparición de la especie en los sitios prospectados (Aguayo et al. 2009; Altamirano y Lara 2010; Hinojosa y Ramírez 2014): cobertura de suelo, máxima fracción de vegetación verde (abundancia) y un índice de influencia humana (Fig. 4). Las variables con resolución espacial de ~1km se reclasificaron con interpolación bilineal a una resolución de ~500m, usando como base la capa de 'cobertura de suelo', para no perder información de esta capa en la modelación (Tabla 1).

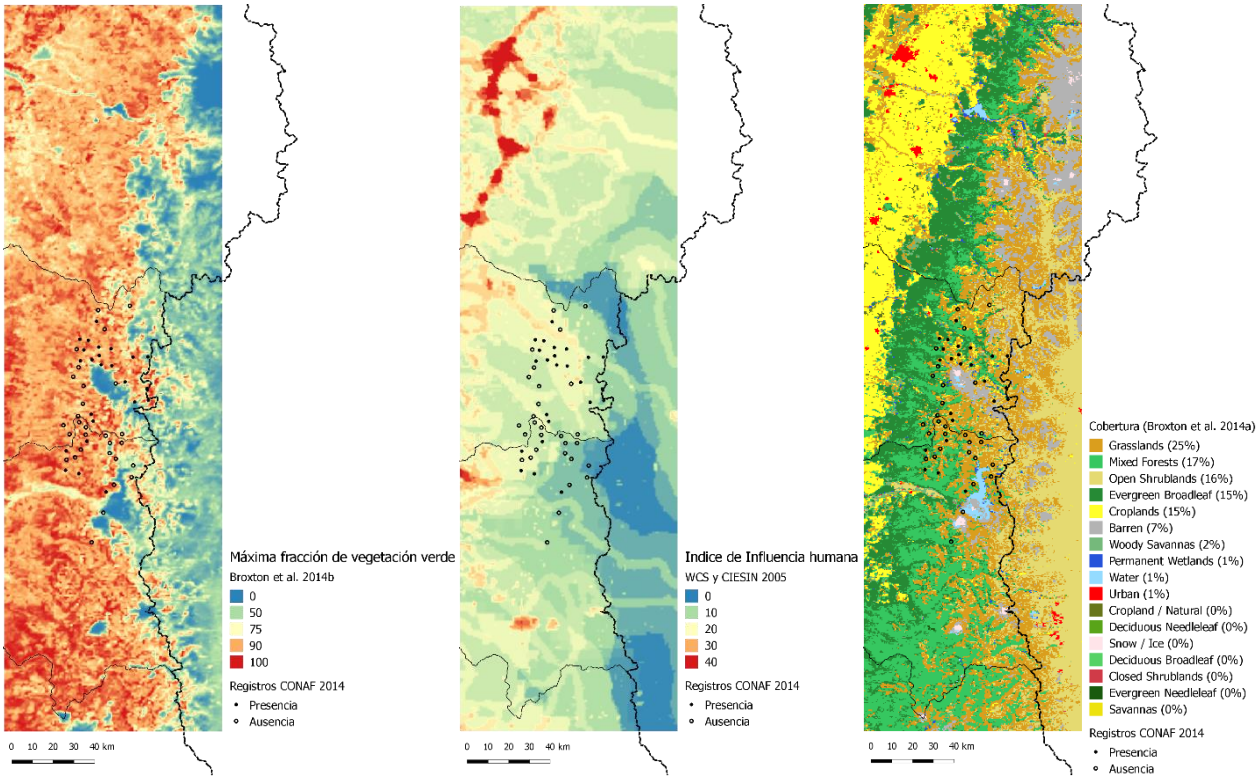


Figura 4. Variables ambientales ocupadas en el MDE manejable ordenadas por su contribución a la modelación: máxima fracción de vegetación verde, índice de influencia humana y cobertura de suelo (en paréntesis el % del área de estudio de cada cobertura).

Tabla 1. Resumen de las variables ambientales ocupadas en la calibración de los modelos finales.

MDE	Variable predictora	Fuente	Resolución espacial	Resolución temporal
Abiótico	*bio4*: Estacionalidad de la temperatura	WorldClim 2, Fick y Hijmans 2017	~1 km	1970 a 2000
	bio11: Temperatura media del cuarto más frío		~1 km	1970 a 2000
	bio12: Precipitación anual		~1 km	1970 a 2000
	bio15: Estacionalidad de la precipitación		~1 km	1970 a 2000
	Pendiente*	Derivados de SRTM *dem*	~1 km	
	Índice de rugosidad		~1 km	
Manejable	Cobertura de suelo (categórico)	Broxton et al. 2014a	~500 m	2001 a 2010
	Máxima fracción de vegetación verde	Broxton et al. 2014b	~1 km	2001 a 2012
	Índice de influencia humana	WCS y CIESIN 2005	~1 km	1995 a 2004

* La 'pendiente' sólo fue ocupada en la calibración del modelo con los registros de CONAF (2015) (ver Anexo 2.3).

(i) 'Cobertura de suelo' (Broxton et al. 2014a). Producto de cobertura representativo para el periodo de 2001 a 2010 basado en datos de MODIS, que considera 17 tipos de cobertura de acuerdo con el Programa Internacional de Geo-Biosfera (IGBP, Townshend 1992), a una resolución espacial de ~500m. Es la única variable con datos categóricos y no continuos, indicación que debe hacerse explícita en la calibración de los algoritmos de MDE (Hijmans y Elith 2016). La cobertura de suelo depende directamente de actividades antrópicas tales como el manejo de bosques, explotación forestal, ganadería, urbanización y desarrollo de infraestructura. El área de estudio se compone principalmente, por orden de superficie, de: praderas (25%), bosques mixtos (17%), matorral abierto (16%), bosque latifoliado siempreverde (15%) y agricultura (15%). La distribución de la cobertura sigue principalmente un patrón oriente-poniente que ubica a la agricultura en al valle central de Chile, los bosques en la vertiente poniente de la cordillera andina, las praderas en el altiplano cordillerano y el matorral abierto hacia la vertiente argentina de la cordillera.

(ii) 'Máxima Fracción de Vegetación Verde' (MFVV) (Broxton et al. 2014b). Índice basado en el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y productos de MODIS, que muestra la abundancia de vegetación para el periodo de 2001 a 2012. La vegetación, que regula el intercambio de agua, energía y carbono entre la tierra y la atmósfera (Chapin et al. 2002), está directamente relacionada tanto con la actividad antrópica en el paisaje en términos de dinámicas de uso del suelo, así como con la disponibilidad de alimento del huemul. La aplicación de índices de vegetación para la modelación de hábitats en cérvidos es un área de creciente interés en la literatura especializada (Pettorelli et al. 2011; Stoner et al. 2016). La resolución espacial de este producto es de ~1km. Esta variable está estrechamente relacionada a las mismas actividades antrópicas mencionadas para la cobertura del suelo. El patrón espacial de la MFVV para el área de estudio está marcado por la presencia de la cordillera andina, presentando altos índices para el lado chileno y muy bajos para el lado argentino, así como nulos para las altas cumbres.

(iii) 'Índice de influencia humana' (HII) (WCS y CIESIN 2005). Producto que resume los impactos antrópicos para el periodo 1995-2004, calculado a partir de nueve capas globales de densidad de población humana, uso antrópico de la tierra e infraestructura (áreas urbanas, iluminación nocturna, uso de la tierra y cobertura), y accesibilidad (redes de transporte). La resolución espacial de este producto es de ~1km. Para el área de estudio la máxima influencia humana se concentra en el valle central de Chile y se extiende hacia la cordillera por los valles transversales. La menor influencia se ubica en áreas de baja accesibilidad resguardas por la topografía andina.

2.4. Algoritmos MDE

A la fecha existe gran variedad de algoritmos provenientes de las áreas de investigación estadística y teoría de la información, que son aplicados en el contexto de MDEs (Elith et al. 2006; Elith y Graham 2009; Franklin 2009). Como ejercicio preliminar de selección, se realizó una prueba de modelación ocupando 13 algoritmos con su configuración por defecto (paquete 'sdm' de R de Naimi y Araújo 2016), quedando en evidencia resultados muy disimiles (ver Anexo A.2.1). No es el ámbito de este trabajo comprender cada algoritmo, por lo que el criterio de selección de algoritmos se basó en (i) buenas evaluaciones de desempeño en la literatura especializada (Elith et al. 2006; Elith y Graham 2009), (ii) disponibilidad de guías explícitas para su aplicación en distribución de especies, y (iii) de acuerdo con los requerimientos de cada MDE: sólo presencias en el caso del MDE abiótico, y presencias y ausencias para el MDE manejable. Así, se eligió el algoritmo Maxent (Phillips et al. 2006; Phillips y Dudík 2008; Merow 2013), versión 3.4.1. (Phillips et al. 2017) para el MDE abiótico, y el algoritmo *boosted regression trees* BRT (Elith et al. 2008) para el MDE manejable, ocupando el paquete de R 'gbm' (Ridgeway 2017) versión 2.1.3.

2.4.1. MDE abiótico con Maxent

Maxent es un algoritmo basado en la máxima entropía (Phillips et al. 2006), que tiende a predecir el mayor rango posible que sea consistente con los datos disponibles (Elith et al. 2011; Merow et al. 2013), con buenos resultados para casos en los que sólo se dispone de registros de presencia y la cantidad de registros es reducida (Phillips et al. 2017). Para el MDE abiótico, todos los registros de CONAF (2014 y 2015) fueron considerados como presencias. Cada set de presencias (CONAF 2014 y 2015) se modeló por separado y se calculó la media geométrica entre los dos, para obtener un modelo final que tendiera a minimizar los sesgos de cada set de datos. Para todas las modelaciones se ocupó una validación cruzada con un k=4 (Anderson y Raza 2010; Merow et al. 2013). El valor k=4 quiere decir que cada modelo corre 4 veces, y cada vez deja aleatoriamente un cuarto (1/k) de los datos fuera de la calibración (*train*), que es usado para evaluación (*test*) del modelo. Así se obtienen estadísticas de evaluación independientes de los registros de calibración, y todos los registros han sido ocupados por lo menos una vez para calibración y evaluación.

Al modelar con Maxent es posible ajustar diversos parámetros que vienen definidos por defecto en función de modelaciones aplicadas a una gran base de datos global de 226 especies de diferentes características (Phillips y Dudík 2008). Es posible que esta configuración por defecto no funcione igual para cada caso y diversos autores recomiendan explorar estos parámetros en

función de los datos disponibles (Elith et al. 2011; Merow et al. 2013), con el fin de simplificar el modelo y maximizar un equilibrio entre la sensibilidad y la especificidad del resultado que permita generar predicciones generales más allá de los registros disponibles. Los parámetros investigados en este trabajo fueron las funciones características (*features*), el coeficiente de regularización β y la cantidad de puntos de fondo (*background*) (Phillips y Dudík 2008; Radosavljevic y Anderson 2014; Phillips et al. 2017) (ver Anexo A.2.3). El resultado que se obtiene de Maxent puede tener distintos formatos y aquí se ocupó la transformación *cloglog,* introducida por Phillips et al. (2017), que entrega un índice de probabilidad de presencia o calidad de hábitat de 0 a 1, y tiene la justificación teórica más robusta entre otras opciones. Se corrieron diversos modelos (más de 60 para cada set de registros) con combinaciones diferentes para cada parámetro y se eligió el mejor modelo en función de las estadísticas de los datos de evaluación (*test*). Las estadísticas de evaluación ocupadas fueron: el valor AUC (Swets 1988; Elith et al. 2006), que cuantifica la predicción del modelo en función de una predicción al azar siendo 0.5 igual a no existir discriminación y 1 a discriminación perfecta, la diferencia entre el valor AUC de calibración (*train*) y el valor AUC de evaluación (*test*), que cuantifica la capacidad de generalización del modelo (Radosavljevic y Anderson 2014), y la tasa de omisión de los datos de evaluación (*test*) para el umbral del 10% de las presencias (Radosavljevic y Anderson 2014) que teóricamente debiera ser de 0.1. Además, para explorar la generalidad o potencial sobreajuste del mapa obtenido, se realizó una extrapolación del modelo obtenido a todo el rango de distribución histórico del huemul (33°S a 56°S), que abarca también la presencia actual del huemul entre los 42°S y 54°S (Povilitis 1998; Vila et al. 2006). Para ello se ocupó la función *Proyection layers* en Maxent 3.4.1., que permite diferenciar las capas de variables ambientales ocupadas para la modelación (*Environmental layers*) de aquellas en las que se proyecta el modelo.

2.4.2. MDE manejable con BRT

Para el MDE manejable, se ocuparon los registros de CONAF (2014 y 2015) diferenciando presencias (presencia actual) y ausencias (presencia histórica). De igual forma que en la modelación del MDE abiótico, se modelaron por separado cada set de registros. En este caso, los modelos calibrados con los registros de CONAF (2015) o bien no convergieron u obtuvieron malos resultados (AUC_{test}<0.6), debido a las pocas ausencias disponibles. Se usó el algoritmo *boosted regression trees* (BRT) (Elith et al. 2008), que es uno de los métodos mejor evaluados para datos de presencia y ausencia (Elith et al. 2006; Elith y Graham 2009) y cuenta con literatura detallada respecto a su funcionamiento aplicado a MDEs (Elith et al. 2008). BRT es una de las

muchas técnicas que buscan mejorar el desempeño de un modelo único, ajustando varios modelos y combinándolos para obtener una mejor predicción (Elith et al. 2008). BRT combina dos algoritmos estadísticos: árboles de decisión (*decision trees*) (Breiman et al. 1984) y *boosting* (Schapire 2003). Se ocupó el código en R proporcionado por Elith et al. (2008), al que se le modificó el valor por defecto de la validación cruzada k=10, ajustándolo a k=4, ya que la cantidad de registros disponibles es muy reducida para sustentar valores mayores. Además, se amplió el número máximo de árboles de 10000 a 20000, ya que, por tratarse de una modelación con pocos datos, no demandó mucho tiempo, y una mayor cantidad de árboles generó resultados con mayor precisión.

Para la calibración y elección del mejor modelo BRT se corrieron diversos modelos (más de 170 modelos) modificando sistemáticamente los parámetros *bag fraction* (*bg*), tasa de aprendizaje (*learning rate lr*) y complejidad de árbol (*tree complexity tc*) y fueron evaluados en función del valor AUC y la desviación (*deviance*) para los registros de evaluación de la validación cruzada (Elith et al. 2008) (ver Anexo A.2.4). El parámetro *bag fraction* determina la cantidad de datos que el algoritmo ocupa de forma aleatoria para cada iteración en el proceso de creación de árboles (Eltih et al. 2008). Tras pruebas preliminares se ocupó un valor de *bg*=1, o sea que se ocuparon todos los datos en cada iteración, ya que el número de registros es reducido y con valores menores las modelaciones tendían a no converger. La tasa de aprendizaje (*lr*) determina la contribución de cada árbol al modelo, similar al factor de regularización β que ocupa Maxent, y la complejidad de árbol (*tc*) controla el ajuste de interacciones entre variables. Estos dos parámetros determinan el número de árboles requeridos para una óptima predicción en función de la desviación (*deviance*) (Elith et al. 2008).

2.5. Mapa de hábitat

2.5.1. Definición de umbrales y clasificación de hábitats

Los algoritmos de MDEs proporcionan resultados en formatos continuos de probabilidad o calidad de hábitat (Franklin 2009; Merow et al. 2013). Para usos enfocados a la planificación o manejo, resulta más operativo convertir esos datos continuos a clases discretas que ayuden a ordenar espacialmente la toma de decisiones. Esa transformación se realiza con la definición de umbrales, un área de investigación en sí misma en la literatura MDE (Liu et al. 2013). El marco propuesto requiere definir dos umbrales para cada MDE, que permitan diferenciar entre calidades baja y media, y media y alta.

El umbral de calidad baja en el MDE abiótico, se definió en función del valor mínimo obtenido para un registro, considerando todos los registros de CONAF (2014 y 2015) sin depurar, bajo el supuesto de que todos los registros corresponden a sitios de hábitat, por lo que ninguno puede quedar en la matriz no habitable (calidad baja). El umbral que distingue entre calidad media y alta para el MDE abiótico se definió en función del máximo valor con una tasa de omisión igual a 0, para los valores de evaluación (*test*) de los modelos Maxent. Este método sólo toma en cuenta el error de registros de presencias predichos como ausencias, y no toma en cuenta los errores por comisión, o sea los datos de ausencias (en este caso *background*) predichos como presencias. Esta decisión se basa en la idea de que áreas con alta probabilidad de presencia no necesariamente cuentan con presencia efectiva, debido a factores asociados a dispersión o disturbios locales (Hanski 1998; Pulliam 2000).

En el caso del MDE manejable resulta más sencilla la selección de umbrales, ya que es posible contrastar resultados para presencias y ausencias. El umbral de calidad baja en el MDE manejable se definió de la misma forma que para el MDE abiótico, con el valor mínimo que obtuvo una presencia del set de datos de CONAF (2014) sin depuración. El umbral que diferencia la calidad media de alta se tomó como el valor promedio que separa a los promedios de ausencias y presencias.

Una vez definidos los umbrales, se procesaron imágenes ráster con valores de 0 y 1 para cada calidad media y alta de cada MDE, y se realizaron los siguientes cálculos de acuerdo con la Fig. 1 (Fig. 5):

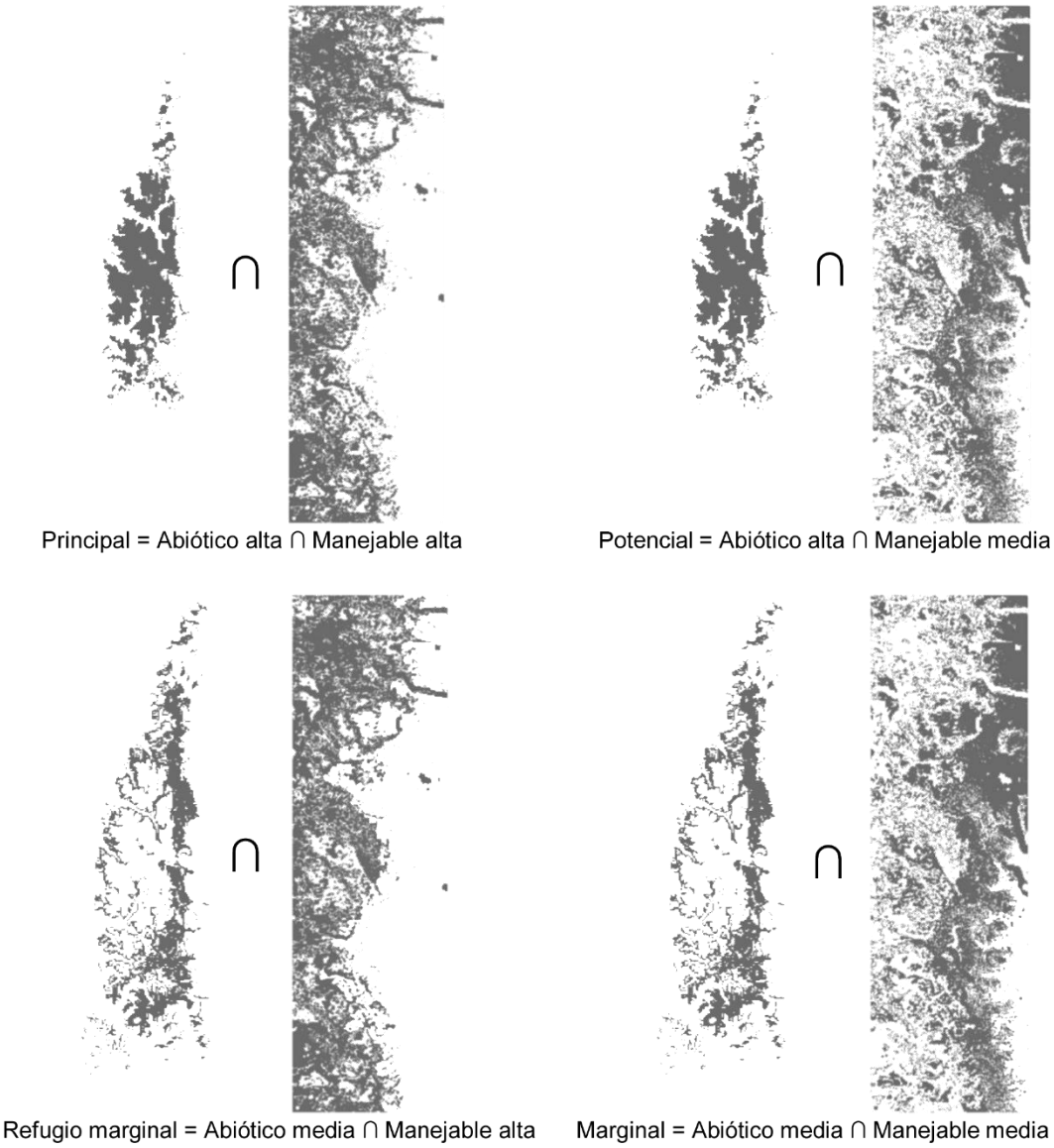


Figura 5. Construcción de los tipos de hábitat a partir de la intersección de los MDEs abiótico y manejable en función de las calidades alta y media.

2.5.2. Configuración espacial del hábitat desde la percepción del huemul

El mapa de hábitat, en su última etapa de construcción, incorpora los valores reportados para el huemul del tamaño mínimo del rango de hogar (300ha) y de su capacidad de dispersión cotidiana (1km) (Gill et al. 2008), con el fin de obtener una configuración espacial del hábitat adecuada a la percepción espacial del huemul (Farina 1998). Así, los cuatro tipos de hábitat se integraron en una misma capa vectorial, sin discriminar su calidad (tipos de hábitat) y se definieron como parches de hábitat aquellas áreas con una superficie de hábitat >300ha (mínimo rango de hogar), más un borde de matriz de 500m (desplazamiento cotidiano 1km), entendiendo que, si

bien la matriz no proporciona condiciones para la ocurrencia de la especie, sí es un área por la que esta puede desplazarse y eventualmente conectarse con otras áreas de hábitat. Todas las áreas distantes a >500m y con un tamaño <300ha fueron eliminadas (Fig. 6). Esta definición de parche permite que estos no tengan necesariamente una superficie de hábitat continua. Así, la medida del porcentaje de hábitat dentro del parche permite estimar una idea de fragmentación del hábitat, aunque no se trate de una medida exacta, ya que la relación perímetro/área es dependiente tanto de la forma como del tamaño del parche (Farina 1998). Una vez obtenidos los parches de hábitat, se clasificó el hábitat en función de su calidad (tipos de hábitat), obteniéndose el mapa de hábitat para el huemul de Chile Central.

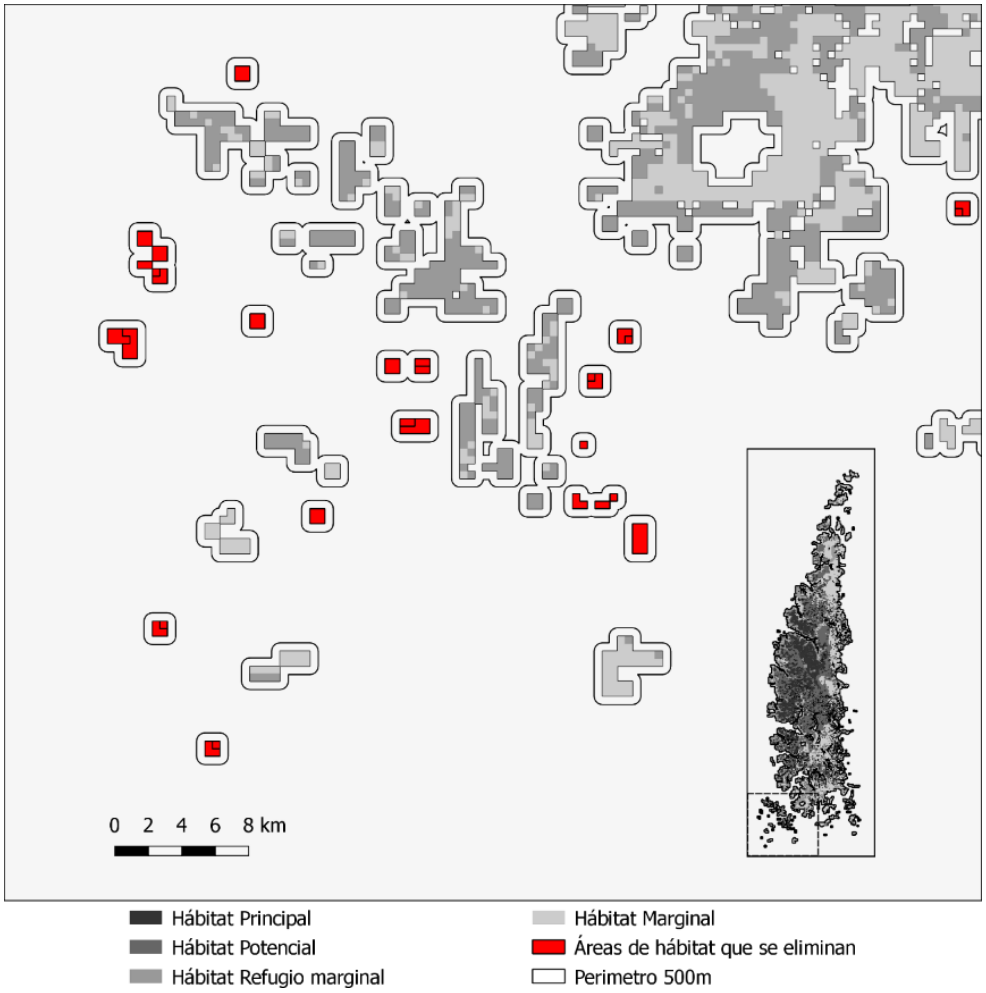


Figura 6. Construcción de parches (Pn) de hábitat, eliminando áreas donde la ocupación de la especie no es posible debido a su tamaño reducido y aislación.

2.5.3. Validación del mapa

Resulta complejo definir mediciones precisas del desempeño del mapa de hábitat, primero dado por lo reducido del número de registros existentes, y segundo por la naturaleza de los MDEs, donde la evaluación resulta tautológica y es un campo aún en desarrollo (Lobo et al. 2008; Liu et al. 2013). Con el fin de estimar la capacidad de discriminación del mapa de hábitat, se realizaron evaluaciones en función de los registros de monitoreos y cámaras trampa (Arauco 2016; CONAF 2016; F. Mininco 2016), que no fueron ocupados en la calibración de los modelos. Al tratarse de datos completamente independientes a los registros ocupados en la calibración de los modelos, incluso en la metodología de muestreo, tienen una alta validez estadística para obtener una evaluación independiente del mapa de hábitat resultante (Peterson et al. 2011).

2.6. Utilidad potencial para la conservación de la especie en Chile Central

2.6.1. Escenarios de manejo

Con el objetivo de analizar la utilidad potencial del mapa de hábitat como una herramienta que entregue insumos que orienten la toma de decisiones y respalden acciones de conservación, se definieron tres posibles escenarios futuros de desarrollo de la actividad antrópica, en función de diferentes estrategias manejo a escala de paisaje que afectan sólo a la calidad del hábitat resultante del MDE manejable del huemul (Tabla 2). Los escenarios propuestos son una simulación gruesa, y muestran la posibilidad del mapa de ser proyectado en el tiempo en función de estrategias de planificación. La definición de los escenarios se hizo a partir del contexto nacional actual, en el que no existe un enfoque espacial o de paisaje en el ordenamiento de actividades que afectan a la sustentabilidad de los recursos en general. La ley establece criterios de planificación para aquellas áreas que se encuentran dentro del radio urbano (LGUC 1976) y aquellas que por decreto son declaradas Áreas Protegidas. El resto del territorio se regula de acuerdo con la Ley 19300 (1994) sobre Bases Generales del Medio Ambiente y su reglamento (DS 40/2013 MMA), que establecen una lógica de mitigación carente de un enfoque de paisaje, ya que cada actividad que se somete a su evaluación establece sus propias líneas bases y áreas de influencia.

Escenario 1: proyección del modelo actual. Para este escenario se simuló una mejora en la calidad del hábitat manejable sólo para las áreas protegidas (calidad baja actual a calidad media y calidad media actual a calidad alta) y para todo el resto del territorio se realizó el proceso inverso de degradación de calidad de alta a media, y de media a baja.

Escenario 2: sacrificio de áreas con baja calidad de hábitat manejable. Este escenario se basa en una visión de paisaje que concentra la actividad antrópica sólo en las zonas con baja calidad de hábitat manejable actual, en favor de liberar la presión sobre áreas de calidad media, permitiendo que estas se restauren a una calidad alta.

Escenario 3: transición hacia actividades antrópicas sustentables. Este escenario contempla mejorar la calidad del hábitat manejable para toda la extensión del mapa, tal como ocurre en países denominados desarrollados, donde la vida silvestre puede convivir con ciertas actividades antrópicas bajo estrictas regulaciones de manejo (Radeloff et al. 1999; Debeljak et al. 2001; Vospernik y Reimoser 2008). En la práctica sería permitir que todas las áreas con calidad manejable baja pasen a tener calidad media, y aquellas con calidad manejable media pasen a tener calidad alta. Recientemente se publicó que la ocupación del huemul no se ve afectada por la cobertura de plantaciones exóticas, sino por la disponibilidad de sotobosque (Sandvig et al. 2016), lo que representa un ejemplo de cómo una actividad antrópica como la explotación forestal, puede ser compatible con la ocupación de huemul bajo estrategias de manejo sustentable. Otros ejemplos pueden ser el fomento de educación en el turismo (hoy han debido cerrarse al público sectores con presencia histórica de huemul como la Laguna Huemul y Laguna La Plata, debido a la basura y la quema indiscriminada), campañas sanitarias para los perros del sector y una planificación estratégica, en función de áreas prioritarias de huemul, para la actividad ganadera, la urbanización y el desarrollo de infraestructura.

Tabla 2. Combinaciones de los MDEs para la construcción de los diferentes escenarios de manejo.

Escenario	Calidad de hábitat MDE				Mapa de hábitat
	abiótico		manejable		
Actual	alta	∩	alta	=	Principal
	alta		media		Potencial
	media		alta		Refugio marginal
	media		media		Marginal
1: proyección del modelo actual	alta	∩	AP (*): alta + media; no AP: 0	=	Principal
	alta		AP: baja; no AP: alta		Potencial
	media		AP: alta + media; no AP: 0		Refugio marginal
	media		AP: baja; no AP: alta		Marginal
2: sacrificio áreas de alta presión antrópica	alta	∩	alta + media	=	Principal
	alta		0		0
	media		alta + media		Refugio marginal
	media		0		0
3: transición hacia actividades antrópicas sustentables	alta	∩	alta + media	=	Principal
	alta		baja		Potencial
	media		alta + media		Refugio marginal
	media		baja		Marginal

* AP: áreas protegidas

2.6.2. Evaluación de la configuración espacial del hábitat disponible

Se realizó un análisis de la configuración espacial del hábitat desde una aproximación metapoblacional (Pulliam 1988; Hanski y Gilpin 1991; Hanski 1998). Así, se evaluó el tamaño y calidad de cada parche de hábitat en función de los tipos de hábitat y se evaluó la conectividad de los parches de hábitat a partir de la dispersión excepcional reportada para el huemul de 8km (Gill et al. 2008). Para cada parche se trazó un buffer de 4km para distinguir entre los parches que existiría una potencial conectividad de aquellos aislados que en teoría no podrían intercambiar individuos con otros parches. Este análisis permite clasificar los parches de hábitat en función de su tamaño, calidad y conectividad, que son los factores que determinan la ocurrencia de la especie. Este análisis se realizó para todos los escenarios de manejo propuestos.

2.6.3. Hábitat en áreas protegidas y regiones administrativas

Se evaluó el mapa de hábitat de huemul en Chile Central en función de las unidades de áreas protegidas y las regiones administrativas, determinando la cantidad y el tipo de hábitat contenidos en cada caso. Las áreas protegidas son a la fecha, la principal herramienta para la conservación de biodiversidad. Resulta de alto interés para la conservación conocer la cantidad de hábitat de especies amenazadas que efectivamente se encuentra protegido en estas áreas. Las regiones administrativas, por su parte, tienen responsabilidad regulatoria y presupuestaria relevante para diversos ámbitos y actividades que afectan a la conservación de las especies.

Cómo áreas protegidas se consideraron las unidades del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNASPE), los Santuarios de la Naturaleza (MINEDUC) y las Áreas de Alto Valor de Conservación, que son áreas protegidas de carácter privado en el contexto de procesos de certificación de empresas forestales. Con el fin de determinar aquellas áreas protegidas que pueden funcionar como una unidad funcional de manejo para el huemul, considerando su capacidad de dispersión excepcional, se trazó un perímetro de 4km en torno a cada área protegida y aquellas áreas que se encontraron unidas por este perímetro fueron consideradas como una unidad funcional de manejo, ya que se asume la posibilidad de intercambio de individuos hasta una distancia máxima de separación de 8km (Gill et al. 2008).

2.6.4. Evaluación del hábitat de los sitios de huemul en Chile Central

Se evaluaron los sitios de huemul (CONAF 2014 y 2015), ocupando la totalidad de los registros disponibles para cada set de datos, a partir del valor del tipo de hábitat correspondiente a cada

registro. Se distinguió entre los sitios con presencia histórica (1974 a 2009) de aquellos con presencia actual (2009 a 2013 para CONAF (2014), y 2009 a 2015 para CONAF (2015)).

En el caso de los registros de CONAF (2014), dado que consideran una identificación y caracterización para cada sitio, se evaluó la composición del hábitat (tipos de hábitat) de cada sitio. Para ello se consideró un buffer de 1km en torno a cada registro en función de la capacidad de dispersión cotidiana de la especie, que resulta en una unidad de análisis (sitio) de 314ha, coincidente con el rango de hogar mínimo reportado para la especie. En el caso de que se produjera una intersección entre dos sitios (distancia <2km) para aquellos registros descartados de los MDEs por autocorrelación espacial, estos fueron considerados como un solo sitio y sus superficies complementadas. Dada la resolución del mapa de hábitat (celdas de ~25ha), este análisis permite detectar una heterogeneidad en la calidad del hábitat (tipos de hábitat) para cada sitio, lo que entrega información valiosa al momento de evaluar acciones de conservación a la escala de sitios.

2.6.5. Potencial estructura metapoblacional de los sitios de huemul en Chile Central

Algunos autores han sugerido que los huemules remanentes en Chile Central se comportarían como una metapoblación (Povilitis 1998, López 2010), pero a la fecha no hay evidencia de que efectivamente exista intercambio de individuos y, de existir, entre qué sitios o grupos de individuos se estaría produciendo. Para evaluar una potencial estructura metapoblacional, se asimilaron los sitios registrados por CONAF (2014) a potenciales poblaciones y se trazó un buffer de 4km en función de la dispersión excepcional reportada para la especie (8km), para identificar aquellos sitios que podrían intercambiar individuos y, por ende, conformar una metapoblación. Así, fue posible contabilizar la cantidad y tamaño de potenciales metapoblaciones para cada situación histórica y actual. Esta evaluación es una estimación en función de la distancia euclidiana, sin considerar barreras geográficas de ningún tipo, pero es un acercamiento que permite orientar investigaciones futuras a ser evaluadas en terreno.

3. RESULTADOS

3.1. MDE abiótico

Los modelos seleccionados (Anexo A.2.3) para cada set de registros (CONAF 2014 y 2015) obtuvieron un valor AUC_{test} >0.99, que equivale a una evaluación casi perfecta (Swets 1988; Elith et al. 2006). La diferencia entre AUC_{train} y AUC_{test} resultó cercana a 0 (Radosavljevic y Anderson 2014) (Tabla 3), lo que indica un bajo sobreajuste de los modelos a los datos de calibración. El mapa obtenido a partir de la media geométrica de ambos modelos (CONAF 2014 y 2015) (Fig. 7) resultó en valores sobre 0.1 para el área cordillerana entre los 34°45'S en su extremo norte hasta los 39°0'S en su extremo sur, principalmente en el lado chileno y en menor medida en el lado argentino, y con una concentración de valores de alta probabilidad entre los 36°S y 38°S, coincidentes con los registros de calibración del modelo. La Cordillera de Nahuelbuta hacia la costa fue el único lugar fuera de la cordillera andina que resultó con probabilidad de presencia, lo cual tiene sentido desde el punto de vista de las variables ambientales, pero carece de relevancia para el mapa de hábitat tanto por el bajo valor de probabilidad, como por los reportes que se refieren a que el huemul no tiene ni ha tenido en el pasado acceso a esta área (Díaz 1993; Povilitis 1998; Vila et al. 2006). Se observa una tendencia hacia el norte en la distribución de la probabilidad de presencia y no hacia el sur, probablemente debido a la condición mediterránea en esa dirección similar al área de los registros.

Tabla 3. Parámetros, porcentaje de contribución de las variables ambientales y estadísticas de los MDEs abióticos seleccionados.

	2014ed1v38	2015ed2v4
registros *train* / *test*	39.75 / 13.25	31.5 / 10.5
background	5000	5000
features type	hinge	hinge
regularización	1	1
validación cruzada	k = 4	k = 4
formato de salida	*cloglog*	*cloglog*
Estacionalidad de la temperatura: *bio4* (%)	1	1.5
Temperatura media del cuarto más frío: *bio11* (%)	24.3	16.8
Precipitación anual: *bio12* (%)	35.6	34.6
Estacionalidad de la precipitación: *bio15* (%)	25.6	22.2
Pendiente (%)		0.8
Índice de rugosidad (%)	13.5	24
AUC*train*	0.993	0.992
AUC*test*	0.992	0.991
∆AUC*train* - AUC*test*	0.001	0.001
test omission = 0 threshold	0.412	0.398

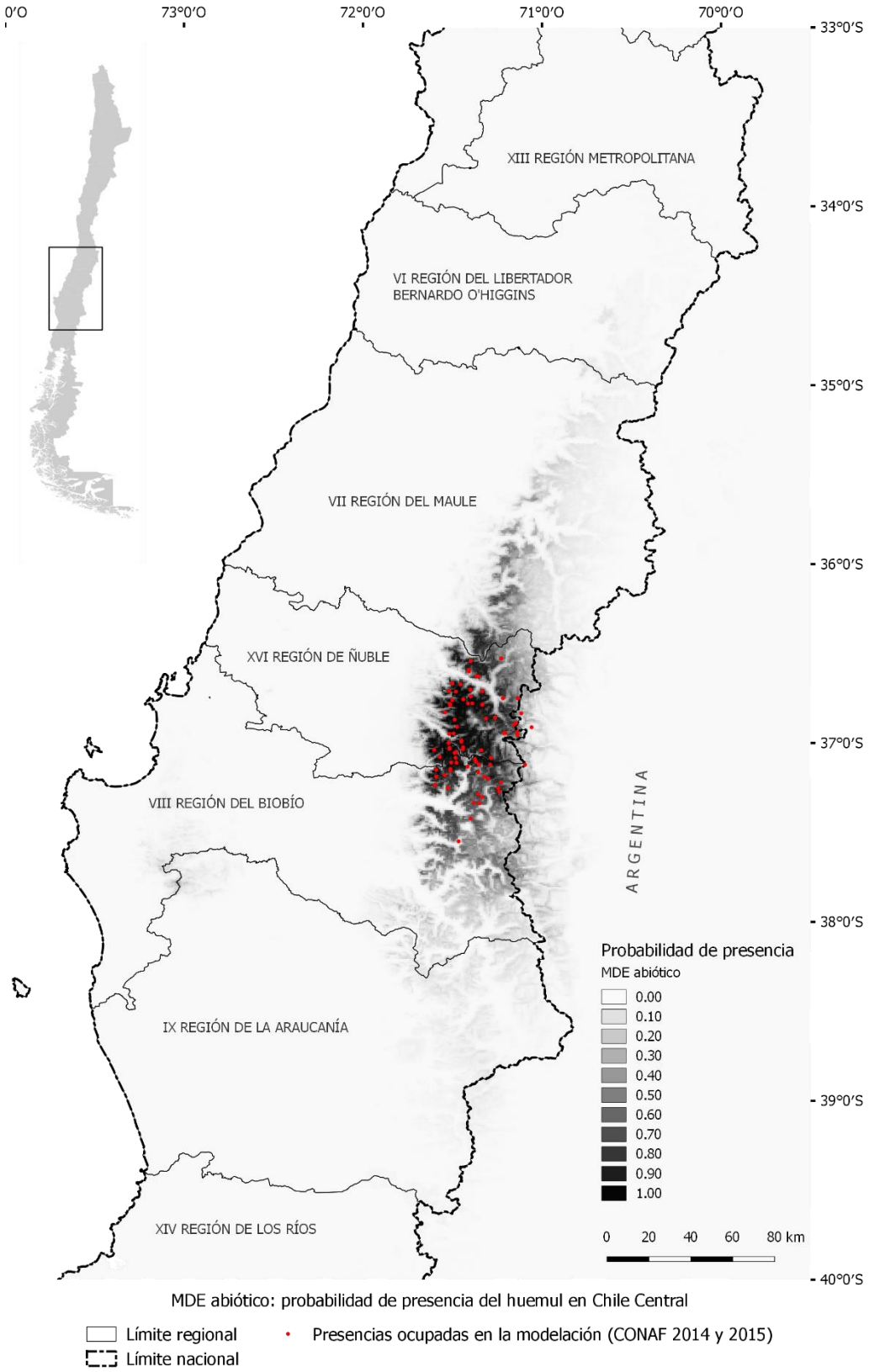


Figura 7. Mapa resultante a partir de la media geométrica de los MDE abióticos para los registros de CONAF 2014 y 2015. Probabilidad de presencia para el huemul de Chile Central.

Las variables ambientales con mayor contribución a los modelos fueron, en este orden: la precipitación anual, la temperatura media invernal y el índice de rugosidad topográfica del terreno (Tabla 3). Las curvas de respuesta para cada variable ambiental de cada modelo (CONAF 2014 y 2015), resultaron significativas para cada variable y similares para cada set de registros (Fig. 8).

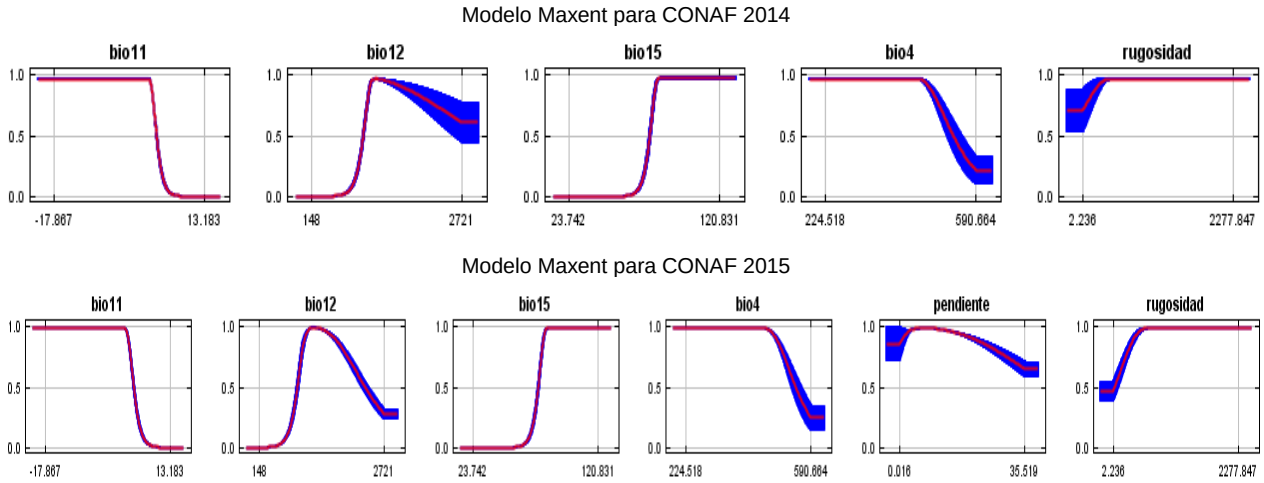


Figura 8. Curvas de respuesta de las variables ambientales para cada MDE abiótico seleccionado (Maxent). En azul la desviación dada por la validación cruzada.

La extensión espacial ocupada para el MDE abiótico resultó en su mayoría no apta para el huemul (Fig. 9). Más del 95% de las celdas del área de estudio resultaron con un valor de probabilidad de presencia ≤0.1 y el 80% aprox. de los registros de presencias (CONAF 2014 y 2015) obtuvo un valor ≥0.8. El umbral para definir calidad de hábitat baja se estableció en una probabilidad de 0.125, a partir del mínimo valor obtenido por un registro de presencia (Tabla 4), de un total de 102 presencias (considerando ambos sets de registros). Para definir el umbral entre calidad de hábitat media y alta, se recurrió al máximo valor con una tasa de omisión igual a 0 para los datos de evaluación (*test*) de la validación cruzada, obteniéndose un valor de 0.405 (Tabla 5). Este valor se obtuvo a partir del promedio geométrico de los promedios de la validación cruzada de cada modelo (CONAF 2014 y 2015).

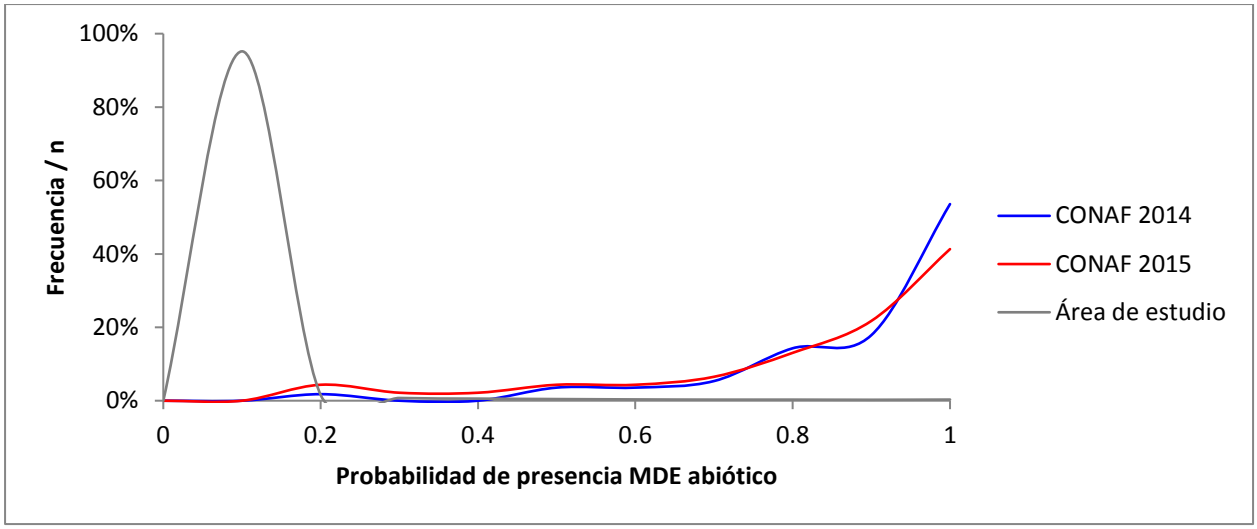


Figura 9. Frecuencias del área de estudio y de las presencias para la probabilidad de presencia del MDE abiótico.

Tabla 4. Estadísticas para la probabilidad de presencia (MDE abiótico, Maxent) de todos los registros (CONAF 2014 y 2015).

Valor mínimo (umbral calidad baja-media)	0.125
Valor máximo	0.987
Promedio	0.815
Desviación estándar	0.196
Cantidad de registros 56 (CONAF 2014) + 46 (CONAF 2015)	102

Tabla 5. Valores del umbral de error de omisión = 0 para los datos de evaluación (*test*) de los modelos seleccionados.

CONAF2014_ed_v38	Umbral *test omission* = 0	CONAF2015_ed2_v4	Umbral *test omission* = 0
Validación cruzada 1	0.532	Validación cruzada 1	0.213
Validación cruzada 2	0.433	Validación cruzada 2	0.163
Validación cruzada 3	0.072	Validación cruzada 3	0.524
Validación cruzada 4	0.611	Validación cruzada 4	0.690
Promedio	0.412	Promedio	0.398
Umbral calidad media-alta: media geométrica de ambos promedios			0.405

La extrapolación del modelo obtenido a todo el rango de distribución histórico del huemul (33°S a 56°S), que abarca también la presencia actual del huemul entre los 42°S y 54°S (Povilitis 1998; Vila et al. 2006), dio como resultado la misma distribución proyectada para el área de estudio, sin incluir nuevas áreas con probabilidad de presencia (Fig. 10).

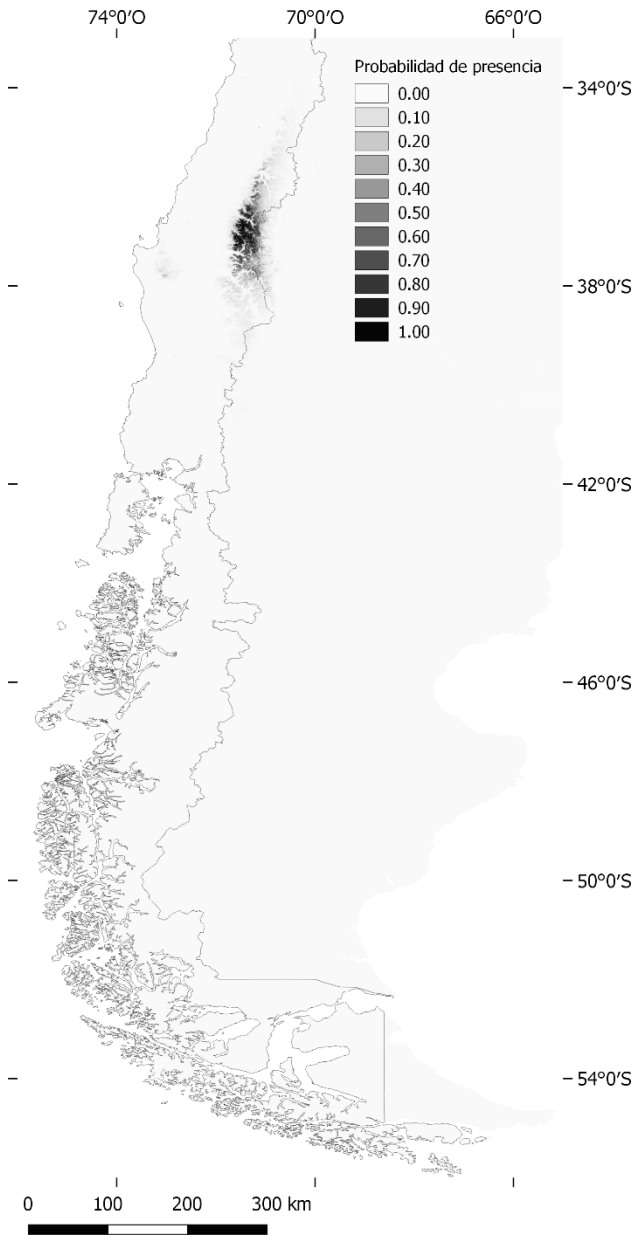


Figura 10. Extrapolación del MDE abiótico al rango de distribución histórico.

3.2. MDE manejable

La extensión para el MDE manejable es la que interesa para la construcción del mapa de hábitat, y se delimitó en función de la calidad media y alta obtenida para el MDE abiótico, descartándose las áreas abióticas no habitables (Fig. 7). El modelo seleccionado (ver Anexo A.2.4) para el hábitat manejable obtuvo un valor AUC_{test} de 0.76 para los registros de evaluación de la validación cruzada, que se traduce en un resultado aceptable (>0.75 de acuerdo a Swets 1988 y Elith et al. 2006) (Tabla 6). Este valor sólo fue obtenido con los registros de CONAF (2014)

mientras que el máximo AUC_{test} obtenido con los registros de CONAF (2015) fue de 0.60, un valor bajo lo aceptable. Por esta razón, sólo se tomó en cuenta el modelo con los registros de CONAF (2014) para el MDE manejable resultante. La tabla 6 muestra la comparación de cuatro modelos corridos con exactamente los mismos ajustes y con resultados diferentes, debido a la característica de aprendizaje automático de BRT (Shapire 2003) que hace que cada modelación sea única y basada en sí misma. En el modelo seleccionado, la variable ambiental con mayor contribución fue la 'fracción de máxima vegetación verde', seguida por el 'índice de influencia humano', y en último lugar la 'cobertura' (Tabla 6), con sus correspondientes curvas de respuesta significativas en las tres variables (Fig. 11).

Tabla 6. Porcentaje de aporte de variables ambientales y estadísticas del MDE manejable con el algoritmo BRT.

	2014v93	2014v94	2014v95	2014v96
tree complexity tc	2	2	2	2
learning rate lr	0.001	0.001	0.001	0.001
bag fraction bg	1	1	1	1
cv fold	4	4	4	4
Land Cover (%)	20.7	22.5	22.5	22.1
Human Influence Index (%)	55.7	37.3	35.6	34
Maximum Green Vegetation Fraction (%)	23.6	40.2	41.9	43.8
number of trees	1550	8250	10000	12050
mean total deviance	1.377	1.377	1.377	1.377
mean residual deviance	1.202	0.983	0.952	0.922
estimated cv deviance	1.319	1.259	1.19	1.243
standard error	0.081	0.075	0.061	0.088
training AUC	0.799	0.875	0.886	0.894
test AUC	0.708	0.733	0.763	0.747
standard error	0.092	0.056	0.04	0.013
AUC trian - AUC test	0.091	0.142	0.123	0.147

En gris se muestran los ajustes y resultados del modelo seleccionado.

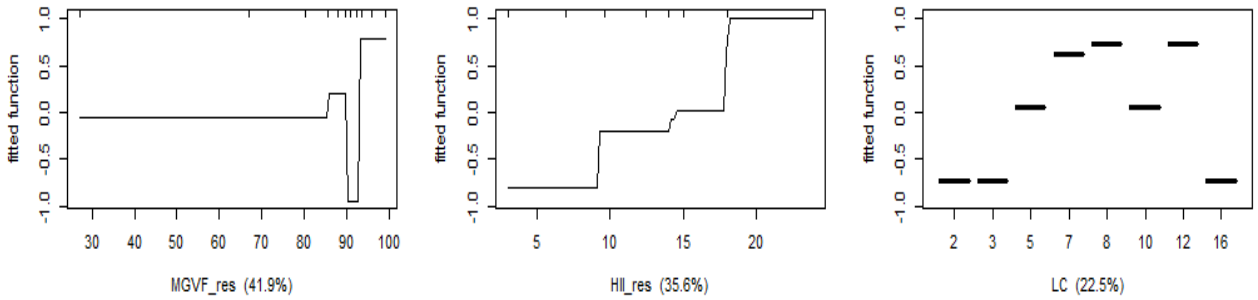


Figura 11. Curvas de respuesta de las variables ambientales del MDE manejable.

El MDE manejable resultante (Fig. 12) le entrega alta probabilidad de presencia a la vertiente poniente de la cordillera andina donde se ubica el bosque principalmente, y evita las zonas más áridas de estepa andina a gran altitud o hacia la vertiente oriental de la cordillera. El valor

asignado al umbral que define calidad de hábitat baja correspondió al mínimo valor obtenido por una presencia (-1.41, Tabla 7), y el umbral que distingue calidad media de alta se definió como el promedio entre los valores de ausencias y presencias (-0.24), dada la distribución uniforme que presentan los valores (Fig. 13).

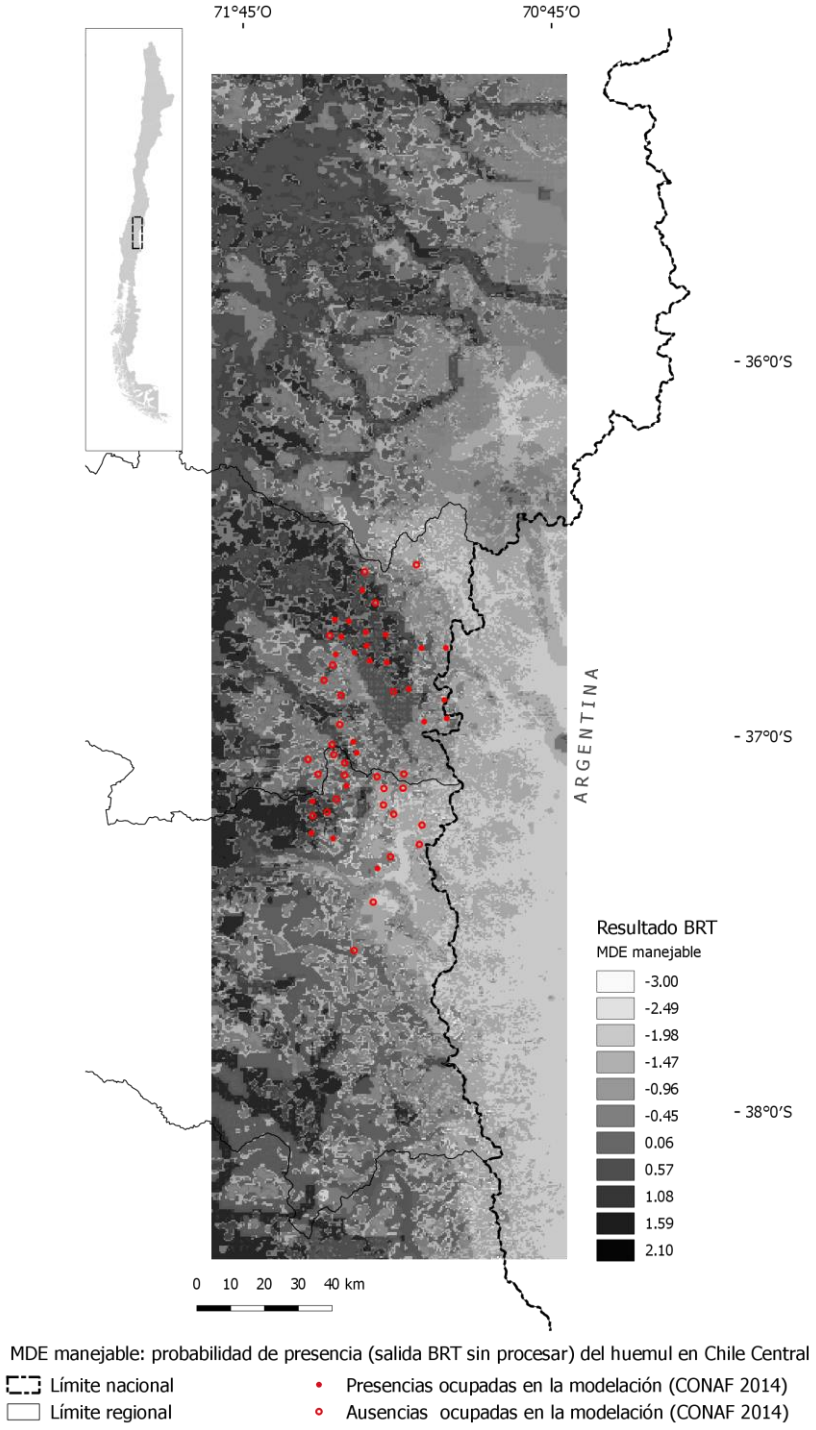


Figura 12. MDE manejable del huemul en Chile Central, valores brutos de BRT.

Tabla 7. Estadísticas para la calidad de hábitat manejable (BRT) de todos los registros de CONAF 2014 (n = 56).

Estadísticas presencias n = 26		Estadísticas ausencias n = 30	
Valor mínimo (umbral calidad baja-media)	-1.414	Valor mínimo	-2.162
Valor máximo	1.382	Valor máximo	1.019
Promedio	0.207	Promedio	-0.693
Desviación estándar	0.704	Desviación estándar	0.737
Valor promedio presencias / ausencias (umbral calidad media-alta)			-0.243

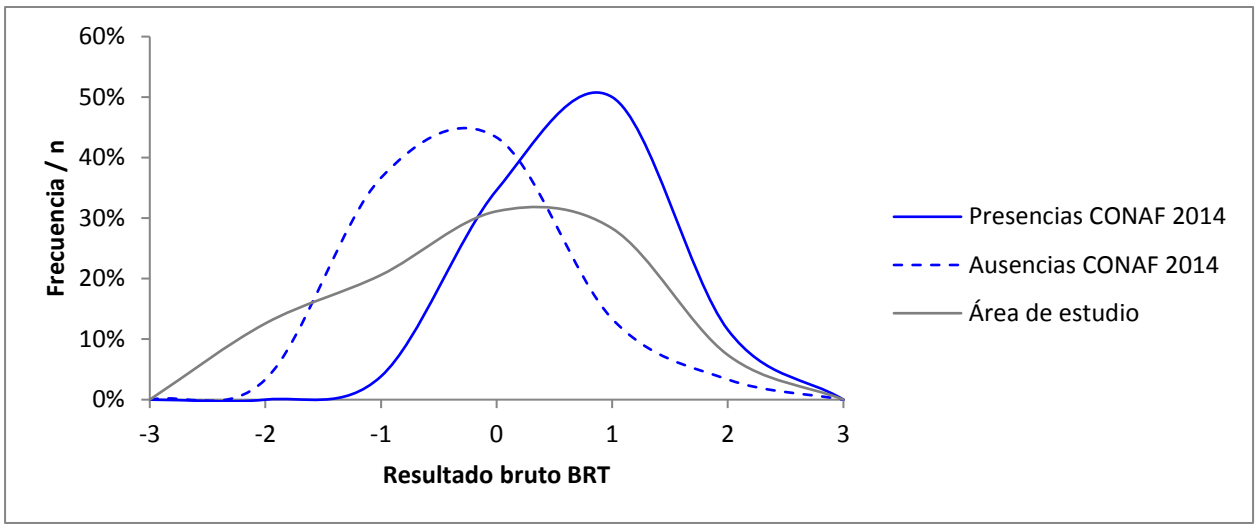


Figura 13. Frecuencias de valores del MDE manejable para el área de estudio, y para los registros de presencias y ausencias.

3.3. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central

3.3.1. Escenario actual

El mapa de hábitat para el huemul de Chile Central resultó con una superficie de 818523ha de hábitat, repartidas en el área cordillerana andina, desde la VII Región del Maule a prácticamente el límite entre las regiones VIII del Biobío y la IX de La Araucanía y considerando una franja en Argentina (Fig. 14). La mayor concentración de hábitat se ubicó prácticamente con la misma superficie en la XVI Región del Ñuble (35%) y en la VIII Región del Biobío (35%), seguidas por la VII Región del Maule (20%) y en menor porción por Argentina (9%) (Tabla 11). La IX Región de La Araucanía resultó con una superficie casi despreciable de hábitat (0.14%). Los tipos de hábitat de mayor interés para la conservación (principal y potencial) se concentraron principalmente en la XVI Región del Ñuble (67% principal y 45% potencial) y en la VIII Región del Biobío (29% principal y 38% potencial).

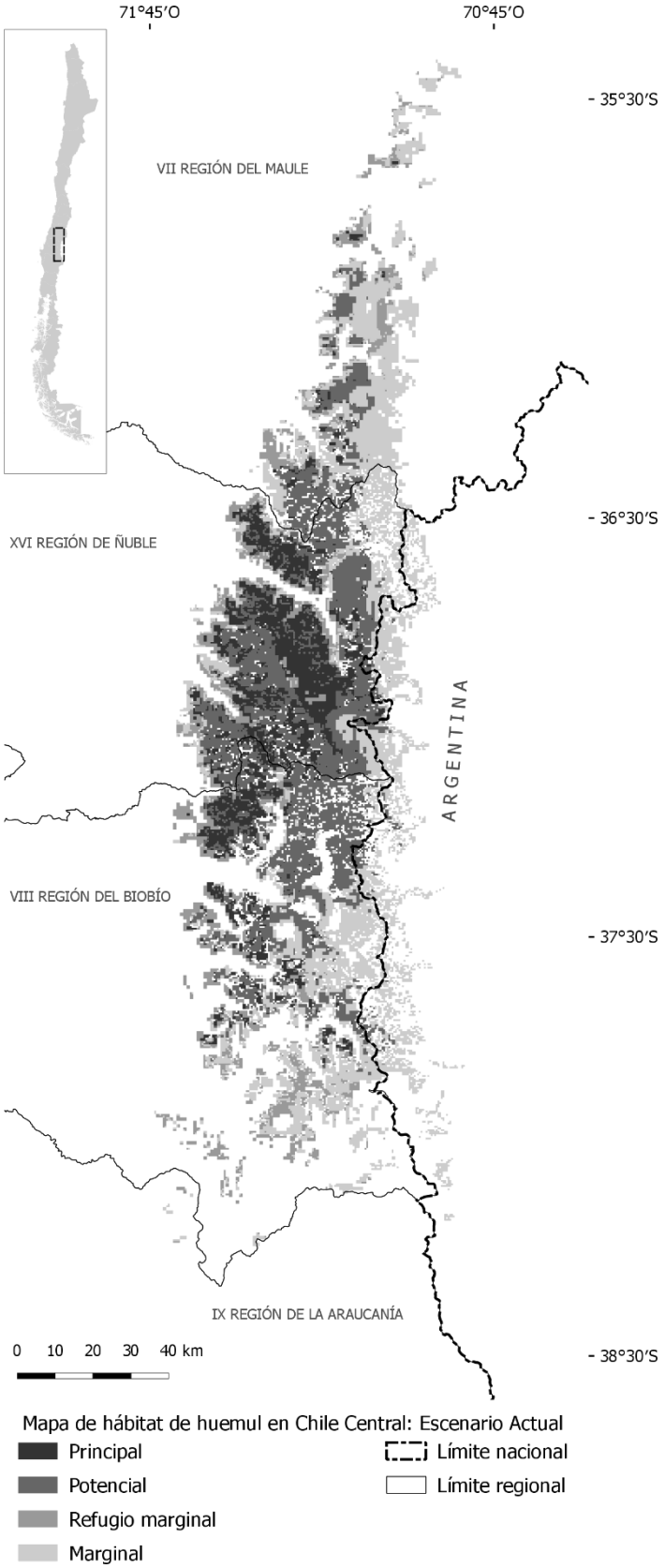


Figura 14. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario actual.

3.3.2. Validación del mapa de hábitat

De los 178 puntos de presencia (Arauco 2016; CONAF 2016; F. Mininco 2016) independientes a los registros ocupados para la construcción el mapa, 160 (90%) se encontraron en alguna categoría de hábitat, con mayor coincidencia en hábitats principal (46%) y potencial (42%), baja coincidencia para hábitat refugio marginal (2%) y ninguna coincidencia para hábitat marginal (Tabla 8).

Tabla 8. Evaluación del mapa de hábitat con los registros independientes de cámaras trampa (ver Anexo A.1.3)

Registros	Tipo de hábitat				Registros		
	Principal	Potencial	Refugio marginal	Marginal	con hábitat	sin hábitat	Total
Arauco 2016	10	8	0	0	18	0	18
F. Mininco 2016	11	3	0	0	14	0	14
CONAF 2016, Laguna del Laja	0	3	0	0	3	1	4
CONAF 2016, RNHN	6	18	0	0	24	0	24
CONAF 2016, RNÑ	55	43	3	0	101	17	118
TOTALES	82 (46%)	75 (42%)	3 (2%)	0 (0%)	160 (90%)	18 (10%)	178 (100%)

3.3.3. Escenarios de manejo

El escenario 1 (Fig. 15) resultó con la mayor pérdida de hábitat respecto a los otros escenarios, con menos de la mitad de hábitat que el escenario actual (Fig. 18). El escenario 2 (Fig. 16) mantuvo la misma cantidad de hábitat que el escenario actual, pero mejorando su calidad, resultando sólo en superficies de hábitat principal y refugio marginal. El escenario 3 (Fig. 17) es el único escenario que permitió un aumento de superficie de hábitat al maximizar la disponibilidad de hábitat abiótico. En función de la superficie de hábitat contenida en los parches de hábitat para cada escenario (Tabla 9), es posible estimar que la fragmentación espacial del hábitat del huemul afecta en mayor medida al escenario 1 y en menor medida al escenario 3, resultando la misma configuración espacial para los escenarios actual y 2 con una mejora en calidad para el escenario 2.

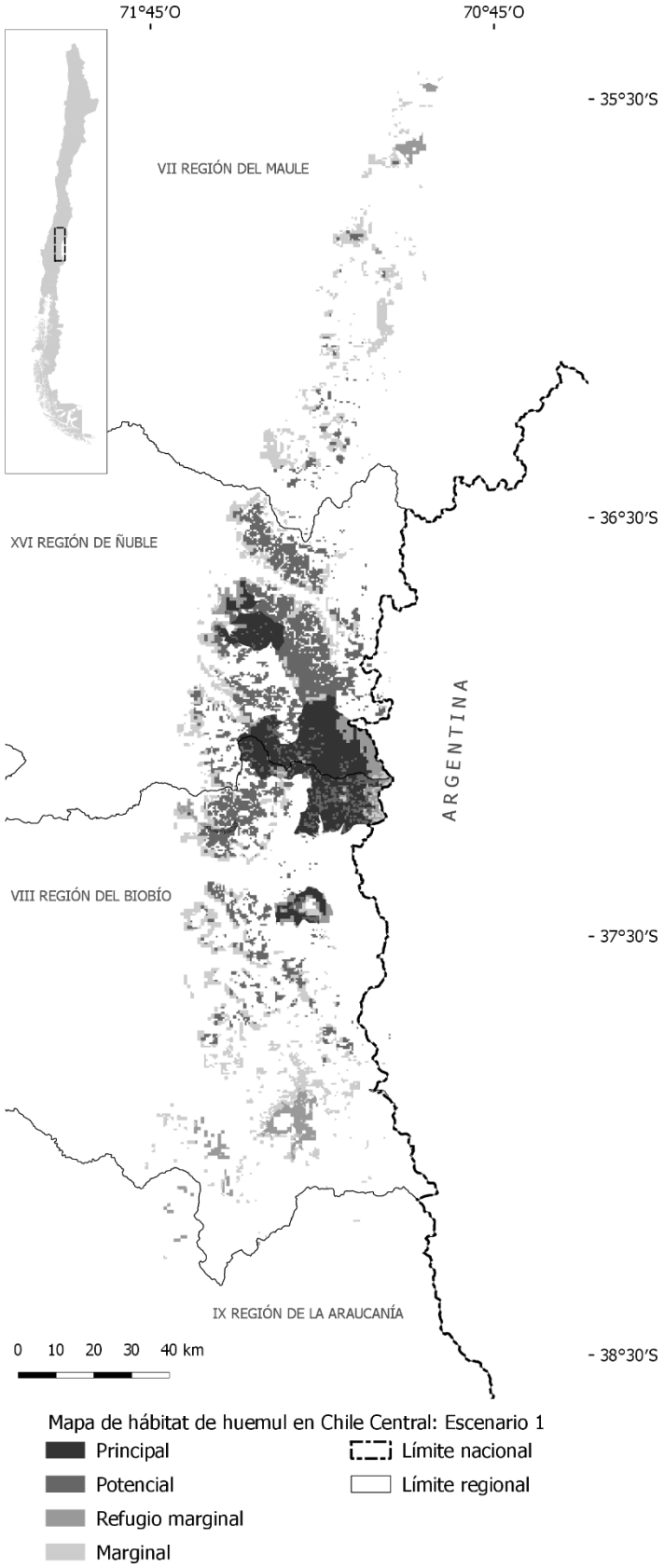


Figura 15. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario 1: proyección del modelo actual.

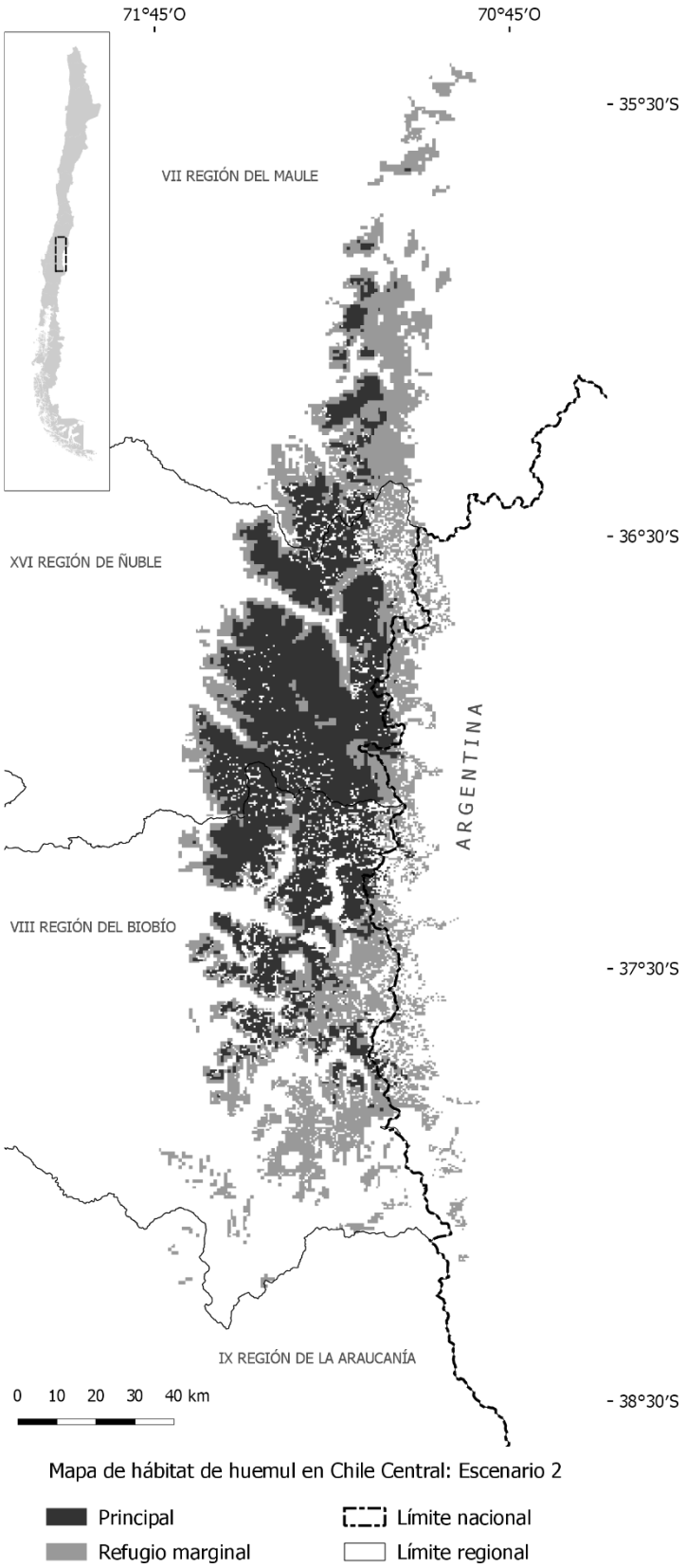


Figura 16. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario 2: sacrificio de áreas con baja calidad de hábitat manejable.

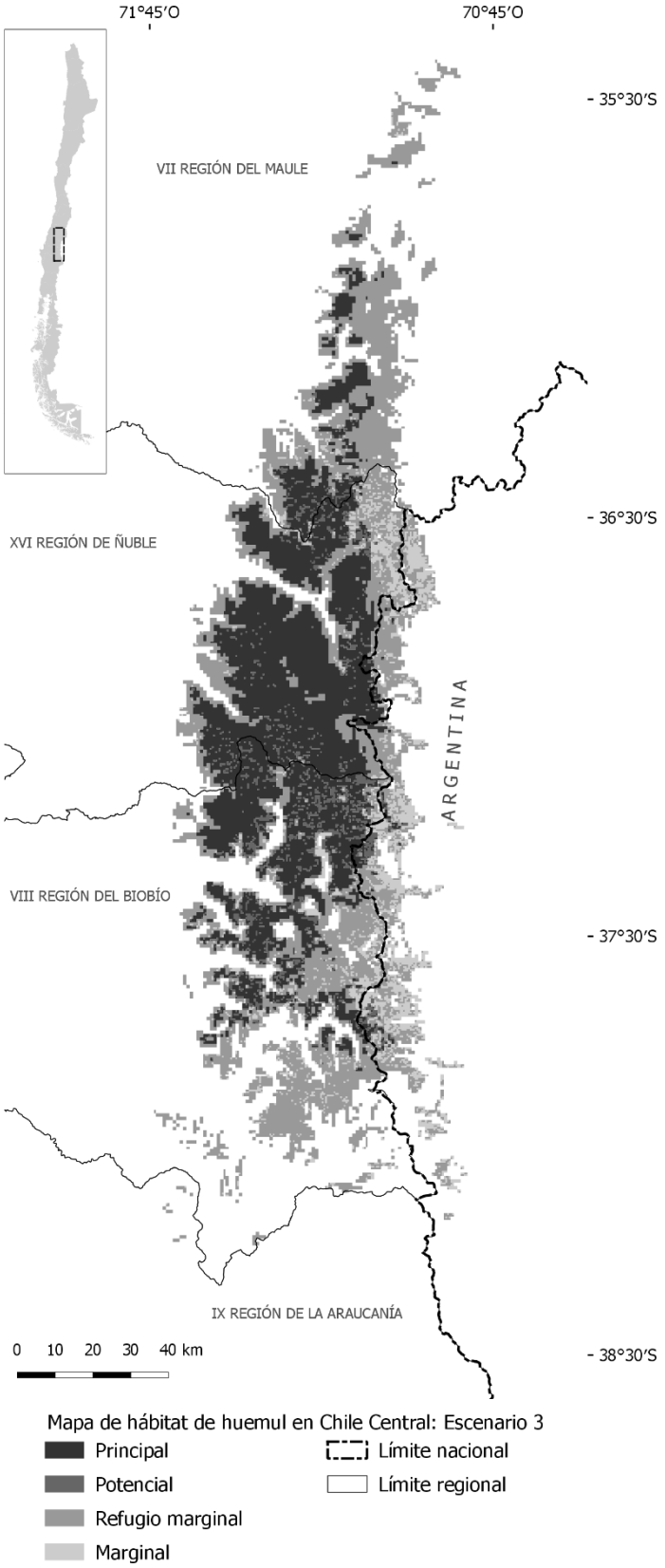


Figura 17. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y límites administrativos. Escenario 3: transición hacia actividades antrópicas sustentables.

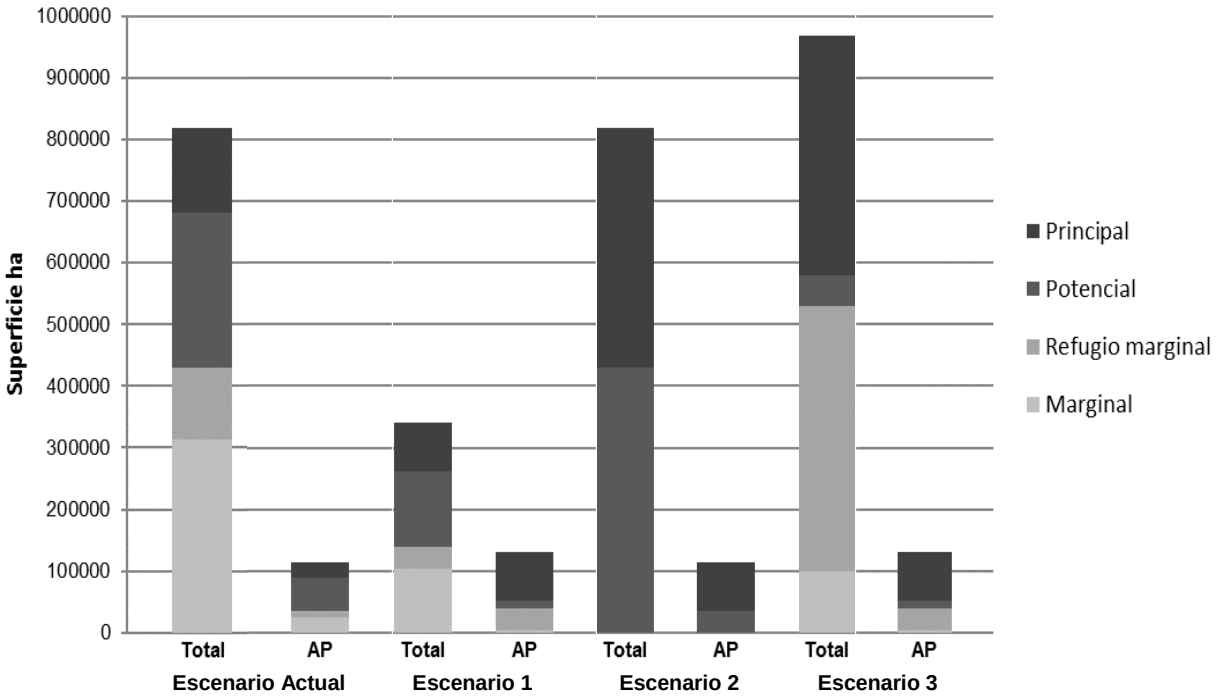


Figura 18. Superficie de hábitat para el huemul de Chile Central, por escenario y superficie protegida.

Tabla 9. Superficie por tipo de hábitat de huemul en Chile Central de acuerdo con los diferentes escenarios de manejo.

		Principal	Potencial	Refugio marginal	Marginal	Hábitat total	N parches*	Protegido
Escenario actual	ha	137274.53	251215.76	116080.07	313955.21	818525.57	26	114767.52
	%	16.77%	30.69%	14.18%	38.36%	100.00%	72.90%	14.02%
Escenario 01	ha	79326.47	122165.44	35382.56	104321.33	341195.8	38	130685.12
	%	23.25%	35.81%	10.37%	30.58%	100.00%	61.09%	38.30%
Escenario 02	ha	388490.40		430035.61		818526.01	26	114609.08
	%	47.46%		52.54%		100.00%	72.90%	14.00%
Escenario 03	ha	388490.40	50336.63	430621.45	99593.22	969041.70	26	130767.47
	%	40.09%	5.19%	44.44%	10.28%	100.00%	84.01%	13.49%

* El porcentaje en N parches se refiere al % de hábitat contenido en los parches, a menor porcentaje mayor es el grado de fragmentación del hábitat.

3.3.4. Configuración espacial del hábitat de huemul en Chile Central

La caracterización espacial del hábitat del huemul en Chile Central, en función de la superficie mínima de hábitat (rango de hogar >300ha) y la capacidad de dispersión de la especie (1km/día), resultó en un total de 26 parches de hábitat para el escenario actual (Tabla 10, Fig. 19), con una estructura metapoblacional del tipo núcleo-satélite (Harrison 1991), en la que la persistencia de la especie depende principalmente de un gran parche en torno al que se ubican parches menores. Considerando la distancia de dispersión excepcional del huemul (8km), los parches de hábitat se encuentran todos conectados con la excepción del parche 15, en el extremo sur, con una superficie de hábitat de 646ha, en su mayoría del tipo marginal. Se trataría de un parche que con estas características no sería capaz de sostener a una población activa.

La configuración del hábitat para el escenario 1 contiene un mayor número de parches a pesar de su disminución en superficie hábitat (Anexo A.3). En este caso no existe ningún parche de hábitat aislado, pero la capacidad de cada parche para contener poblaciones viables de huemules disminuye considerablemente debido a su tamaño y configuración (en promedio contienen más matriz por superficie de hábitat). El escenario 1 pierde la estructura metapoblacional núcleo-satélite de acuerdo a la calificación de Harrison (1991) para constituirse en una *patchy population* (población 'parchosa' o dispersa) en la que varios parches con buena conectividad sostendrían a una gran población como una entidad. El escenario 2 mantiene la misma configuración espacial que el escenario actual, mejorando su calidad. El escenario 3 resulta con el mismo número de parches que el escenario actual y 2 y una estructura similar núcleo-satélite, pero aumenta la superficie y calidad del hábitat. Mantiene el mismo único parche aislado que el escenario actual, también con escaso valor para la conservación por tratarse sólo de hábitat refugio marginal. La fragmentación del hábitat para cada escenario, referida a una escala de parches en la sección anterior, mantiene el mismo patrón para cada escenario a la escala de todo el hábitat disponible, afectando en mayor medida al escenario 1 y en menor medida al escenario 3, y con la misma estructura para los escenarios actual y 2, pero con una mejora en calidad para el escenario 2.

Tabla 10. Configuración y composición del hábitat del huemul en Chile Central: Escenario actual.

Parche	Superficie	Hábitat	% Hábitat en parche*	Principal		Potencial		Refugio marginal		Marginal	
	ha	ha		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1	1031363,19	775629,64	75,20%	136425,50	17,59%	251175,34	32,38%	102180,99	13,17%	285847,70	36,85%
2	10210,79	6590,83	64,55%	161,74	2,45%			2466,42	37,42%	3962,72	60,12%
3	8537,93	5558,75	65,11%	687,29	12,36%	40,42	0,73%	3314,98	59,64%	1516,04	27,27%
4	8265,90	4326,83	52,35%					1071,62	24,77%	3255,25	75,23%
5	5461,21	2871,37	52,58%					141,54	4,93%	2729,83	95,07%
6	6812,66	2746,38	40,31%					161,54	5,88%	2584,84	94,12%
7	6497,36	2745,27	42,25%					2220,42	80,88%	524,86	19,12%
8	4915,05	2302,20	46,84%					141,36	6,14%	2160,84	93,86%
9	4324,97	2183,31	50,48%					343,67	15,74%	1839,64	84,26%
10	6613,69	2040,02	30,85%							2040,04	100,00%
11	5311,89	1998,45	37,62%					1433,23	71,72%	565,25	28,28%
12	3724,07	1615,79	43,39%							1615,80	100,00%
13	2494,78	1415,16	56,72%					161,73	11,43%	1253,43	88,57%
14	3580,74	1412,87	39,46%					1009,19	71,43%	403,67	28,57%
15	1504,38	645,96	42,94%					40,38	6,25%	605,58	93,75%
16	1426,27	566,10	39,69%					60,65	10,71%	505,45	89,29%
17	1389,94	525,09	37,78%							525,08	100,00%
18	1944,16	504,99	25,97%							505,00	100,00%
19	1433,87	484,51	33,79%					464,31	95,83%	20,19	4,17%
20	1152,84	383,49	33,26%					282,57	73,68%	100,91	26,31%
21	1246,03	363,32	29,16%					302,77	83,33%	60,55	16,67%
22	968,84	343,30	35,43%					20,20	5,88%	323,10	94,12%
23	839,39	323,15	38,50%					181,77	56,25%	141,38	43,75%
24	899,06	323,14	35,94%							323,14	100,00%
25	928,76	322,91	34,77%					80,73	25,00%	242,19	75,00%
26	975,36	302,73	31,04%							302,73	100,00%
Totales	1122823,13	818525,56	72,90%	137274,53	16,77%	251215,76	30,69%	116080,07	14,18%	313955,21	38,36%

* Indicador estimado de fragmentación, ya que es dependiente del área: relación borde (500m) / área (Farina 1998).

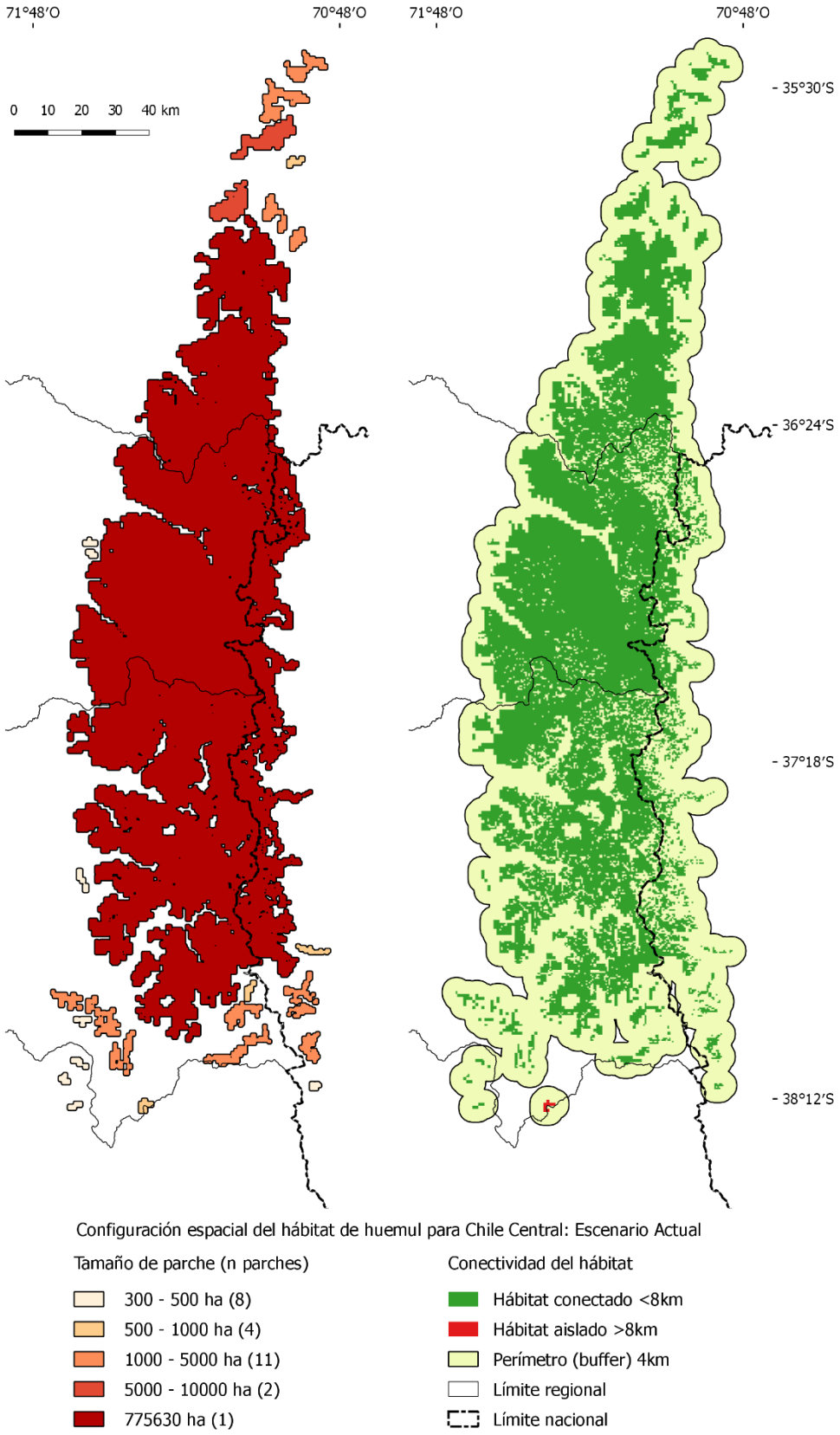


Figura 19. Configuración espacial del hábitat del huemul en Chile Central. Escenario actual.

3.3.5. Hábitat de huemul en áreas protegidas (AP)

Para el escenario actual, las áreas protegidas en Chile contienen un 14% del hábitat (Fig. 20; Tabla 12), de los cuales aprox. 10% corresponde a los hábitat principal y potencial. Se detectaron 7 grupos o unidades funcionales de áreas protegidas para la conservación del huemul, en función de la capacidad de dispersión excepcional de la especie (8km) (Figs.21, 22 y 23; Tabla 12). Para el caso del hábitat de huemul actual, el grupo Maule, que considera la RN Radal Siete Tazas, el PN Radal Siete Tazas y la RN Altos de Lircay, contiene 3399ha de hábitat, lo que representa un 24% de su superficie. Si bien es suficiente tamaño para cumplir con el rango de hogar de la especie, sólo se detectó hábitat refugio marginal y marginal, lo que no hace factible pensar en poblaciones que puedan persistir aquí. Lo mismo sucede con el grupo Biobío sur - Araucanía con un total de 13034ha de hábitat (15%), pero sólo del tipo refugio marginal y marginal. El caso de la RN Los Bellotos del Melado, además de presentar sólo hábitat refugio marginal, tiene una superficie de hábitat <300ha, lo que hace inviable la ocupación de una población en este sector por su reducido tamaño. Los grupos con factibilidad de contener poblaciones activas son el grupo Niblinto, la RN Ñuble, el BAVC Rucamanqui y el PN Laguna del Laja. La RN Ñuble es el área protegida con mejores condiciones para el huemul, con 69266ha (84%) de hábitat, de las cuales 17867ha y 41022ha corresponden a hábitat principal y potencial respectivamente. Le sigue el grupo Niblinto, compuesto por la AAVC Huemules de Ñuble, el SN Huemules de Niblinto y la RN Huemules de Niblinto con 18101ha (88%) de hábitat, de las cuales 7131ha y 7116ha corresponden a principal y potencial respectivamente. El PN Laguna del Laja considera 8166ha (67%) de hábitat, de las cuales 39ha y 5034ha corresponden a hábitat principal y potencial respectivamente. El BAVC Rucamanqui conserva 2596ha (58%) de hábitat, de las cuales 683ha y 411ha corresponden a hábitat principal y potencial respectivamente.

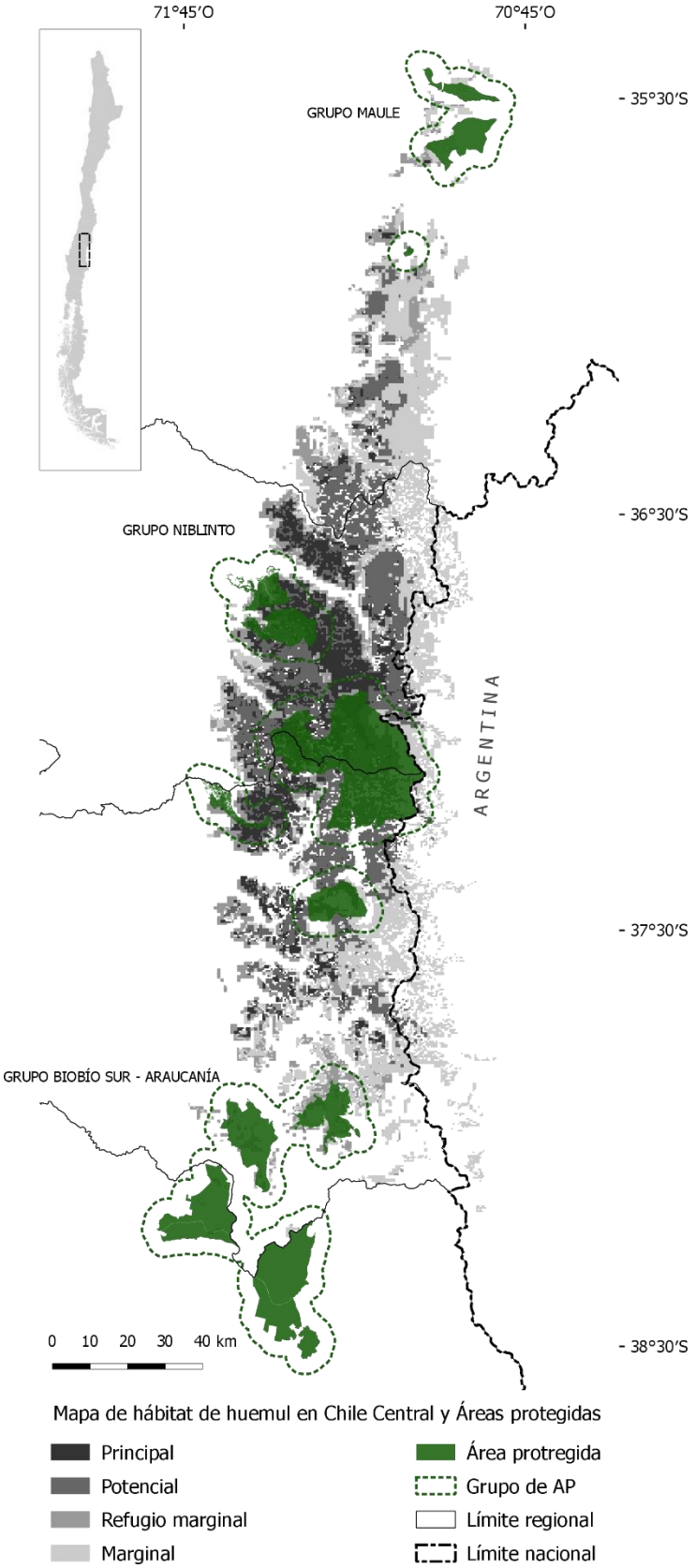


Figura 20. Mapa de hábitat para el huemul de Chile Central y Áreas protegidas.

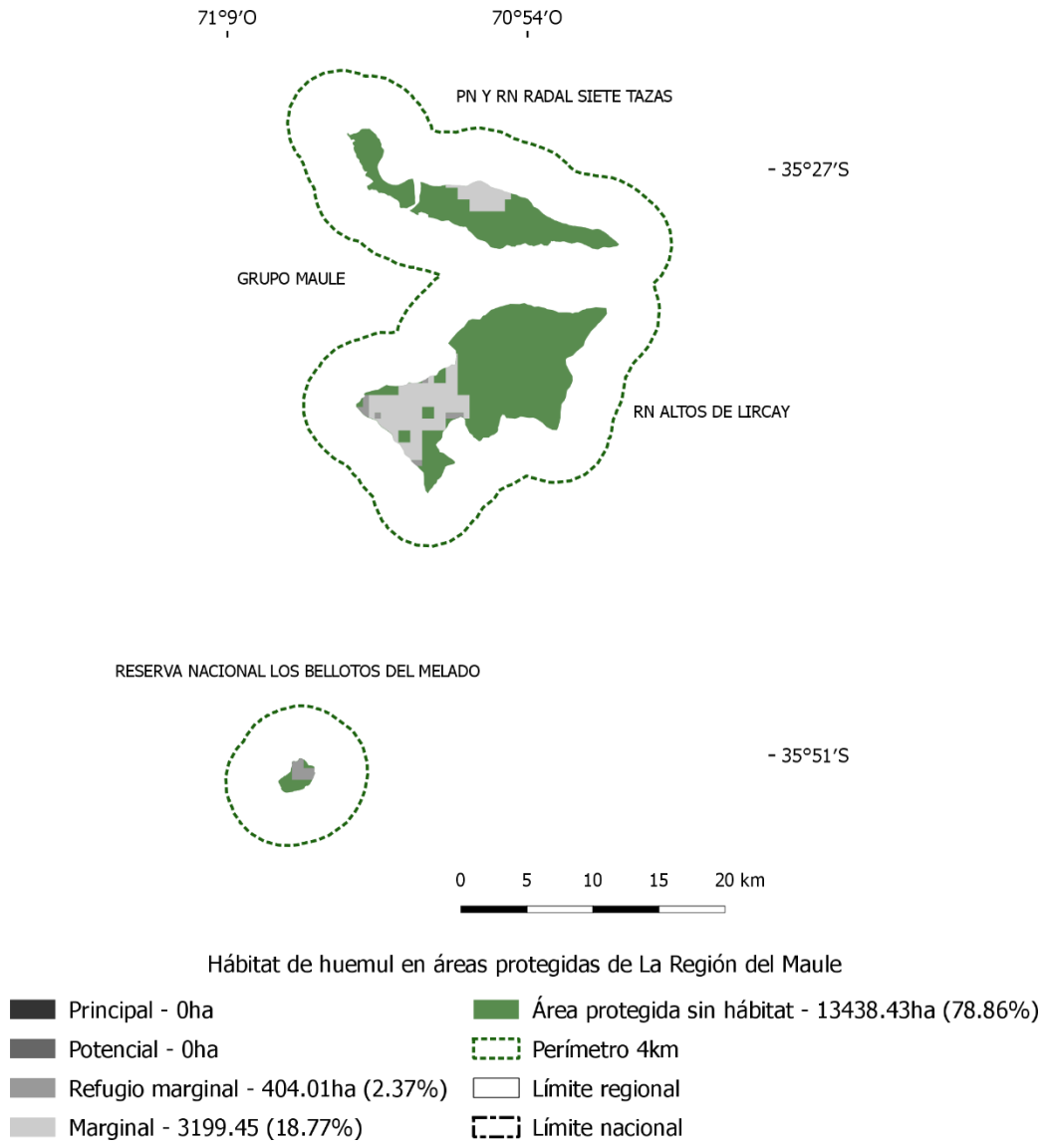


Figura 21. Mapa de hábitat de huemul en áreas protegidas de la Región del Maule.

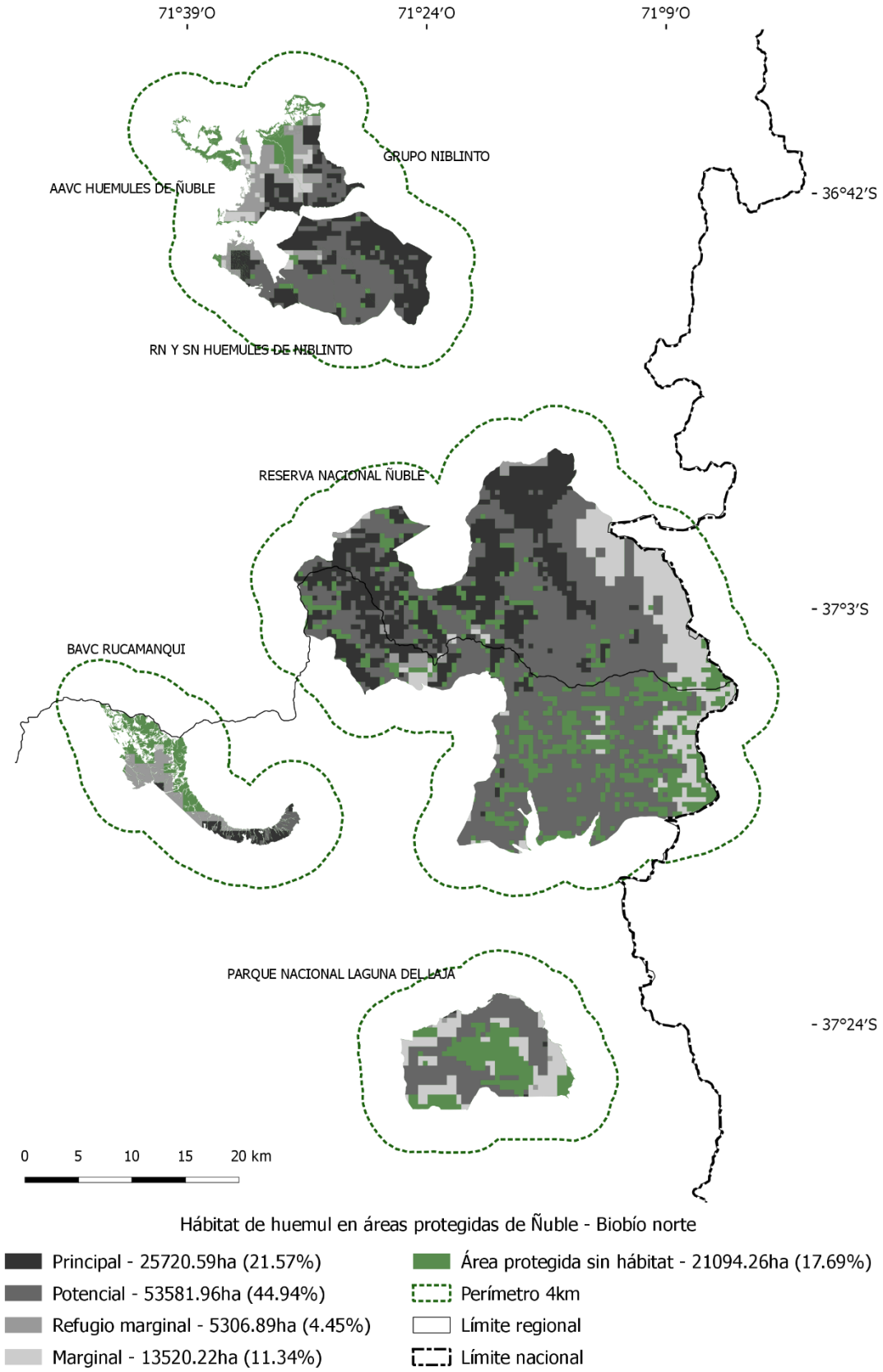


Figura 22. Mapa de hábitat de huemul en áreas protegidas de la Región Ñuble y el norte de la Región del Biobío.

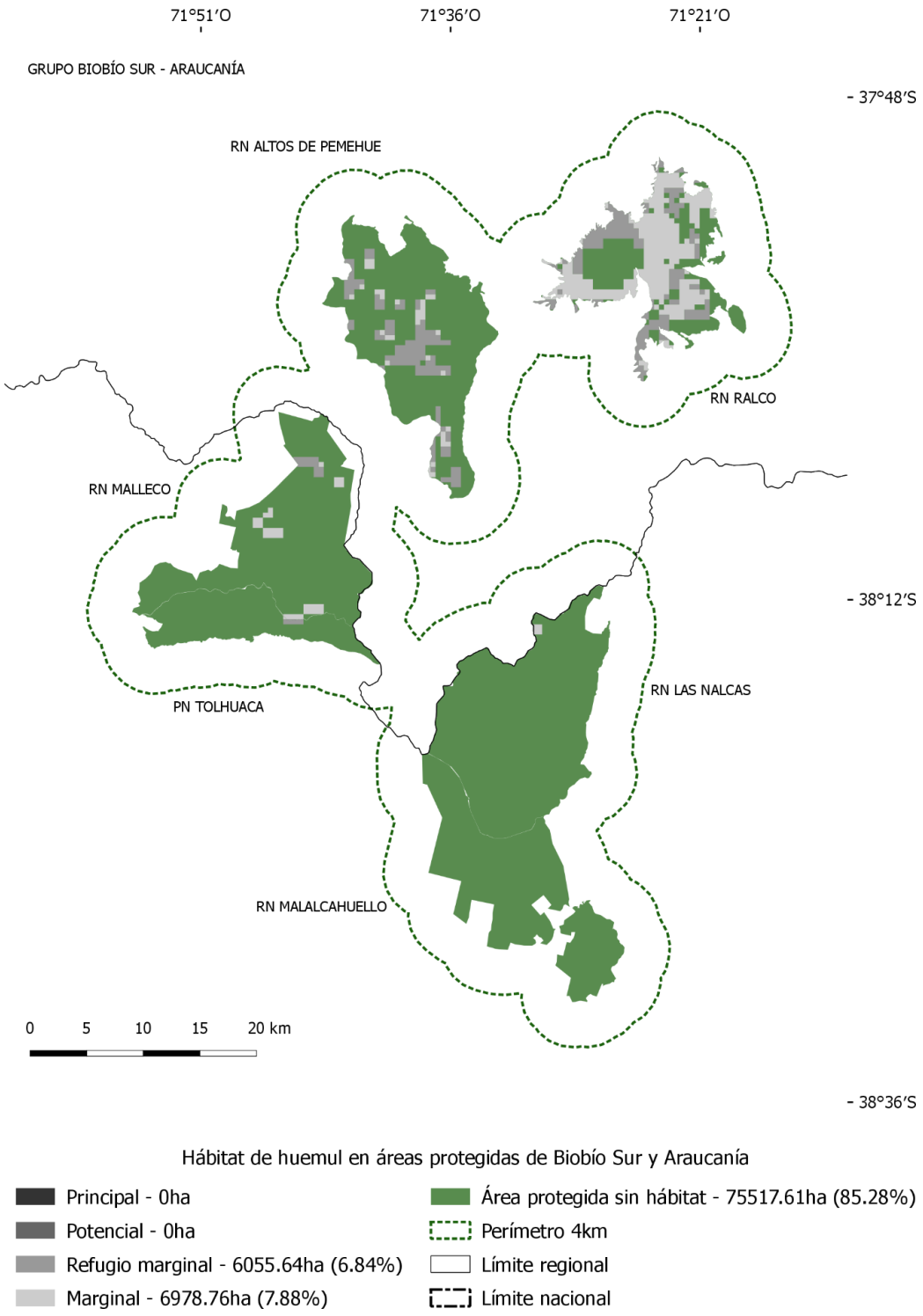


Figura 23. Mapa de hábitat de huemul en áreas protegidas de la Región del Biobío Sur y de La Araucanía.

Tabla 11. Hábitat de huemul de Chile Central por Región y País. Escenario actual.

Región	Superficie regional ha	Hábitat ha	% hábitat por Región	% hábitat total	Principal		Potencial		Refugio marginal		Marginal	
					ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
VII Región del Maule	2344229.59	160611.71	6.85%	19.62%	5851.96	4.26%	35369.01	14.08%	28680.10	24.71%	90710.64	28.89%
XVI Región de Ñuble	1256350.86	290288.32	23.11%	35.46%	91791.95	66.87%	112824.27	44.91%	31895.53	27.48%	53776.57	17.13%
VIII Región del Biobío	2510645.08	290516.32	11.57%	35.49%	39367.93	28.68%	94935.59	37.79%	54936.86	47.33%	101275.94	32.25%
IX Región de La Araucanía	3160779.19	1146.81	0.04%	0.14%					371.29	0.32%	775.52	0.25%
Argentina		76002.76		9.28%	262.65	0.19%	8086.91	3.22%	196.28	0.17%	67456.92	21.48%
Totales		818565.92			137274.49	16.77%	251215.78	30.69%	116080.06	14.18%	313995.59	38.36%

Tabla 12. Superficie de hábitat de huemul de Chile Central en Áreas Protegidas de Chile. Escenario actual.

Unidad AP	Superficie unidad ha	Hábitat ha	% hábitat en unidad	Principal		Potencial		Refugio marginal		Marginal	
				ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Reserva Nacional Radal Siete Tazas	1064.47										
Parque Nacional Radal Siete Tazas	4003.87	677.44	16.92%							677.44	100.00%
Reserva Nacional Altos de Lircay	11528.35	2721.43	23.61%					199.42	7.33%	2522.01	92.67%
Total grupo Maule	16596.69	3398.87	20.48%					199.42	5.87%	3199.45	94.13%
Reserva Nacional Los Bellotos del Melado	445.20	204.59	45.95%					204.59	100.00%		
AAVC Huemules de Ñuble	11477.02	9417.85	82.06%	3867.96	41.07%	2009.79	21.34%	2551.82	27.10%	988.28	10.49%
Santuario de La Naturaleza Huemules de Niblinto	7007.20	6764.07	96.53%	2895.08	42.80%	3586.42	53.02%	179.55	2.65%	103.02	1.52%
Reserva Nacional Huemules de Niblinto	2049.79	1918.69	93.60%	367.95	19.18%	1519.48	79.19%	22.44	1.17%	8.82	0.46%
Total grupo Niblinto	20534.01	18100.61	88.15%	7130.99	39.40%	7115.69	39.31%	2753.81	15.21%	1100.12	6.08%
Reserva Nacional Ñuble	82154.06	69266.16	84.31%	17867.29	25.80%	41021.95	59.22%	1015.25	1.47%	9361.67	13.52%
BAVC Rucamanqui	4500.56	2596.46	57.69%	682.90	26.30%	410.53	15.81%	1470.02	56.62%	33.01	1.27%
Parque Nacional Laguna del Laja	12035.29	8166.43	67.85%	39.41	0.48%	5033.79	61.64%	67.81	0.83%	3025.42	37.05%
Reserva Nacional Ralco	13410.49	8642.38	64.44%					3068.71	35.51%	5573.67	64.49%
Reserva Nacional Altos de Pemehue	18427.66	3323.45	18.04%					2645.23	79.59%	678.22	20.41%
Reserva Nacional Malleco	16092.30	908.53	5.65%					269.83	29.70%	638.70	70.30%
Parque Nacional Tolhuaca	6366.35	77.69	1.22%					71.87	92.51%	5.82	7.49%
Reserva Nacional Las Nalcas	20328.43	82.35	0.41%							82.35	100.00%
Reserva Nacional Malalcahuello	13926.78										
Total grupo Biobío sur - Araucanía	88552.01	13034.40	14.72%					6055.64	46.46%	6978.76	53.54%
Totales	224817.82	114767.52	51.05%	25720.59	22.41%	53581.96	46.69%	11766.54	10.25%	23698.43	20.65%
Porcentajes respecto al hábitat total		14.02%		3.14%		6.55%		1.44%		2.90%	

3.3.6. Evaluación del hábitat de los sitios de huemul en Chile Central

De los registros de CONAF (2014), la mayoría de las presencias actuales coincidieron, ordenadas de mayor a menor frecuencia, con hábitat principal, seguidas por hábitat potencial, hábitat marginal y sin registros para el hábitat refugio marginal ni para la matriz (sin hábitat) (Tabla 13). Las presencias históricas resultaron, ordenadas de mayor a menor frecuencia, en su mayoría coincidentes con hábitat potencial, seguidos por hábitat principal, por la matriz, por hábitat refugio marginal y finalmente sin registros para hábitat marginal. En el caso de los registros de CONAF (2015), el resultado fue similar para la mayoría de los registros con presencia actual, coincidentes con hábitat principal, seguidos por hábitat potencial, por la matriz (sin hábitat), por hábitat marginal y sin resultados para el hábitat refugio marginal. Como es de esperar, el hábitat principal no resultó tan frecuente para presencias históricas (ausencias en el MDE manejable), resultando la mayoría de los registros coincidentes con hábitat potencial, seguidos por hábitat principal, por hábitat refugio marginal y la matriz, y finalmente por hábitat marginal.

Tabla 13. Valores de hábitat para sitios con presencias histórica y actual (CONAF 2014 y 2015). Escenario actual.

Registros		Total sitios (n)	Principal	Potencial	Refugio marginal	Marginal	Sin hábitat
CONAF 2014	Actual (2009 a 2013)	26	18 (69.23%)	7 (26.92%)	0 (0%)	1 (3.85%)	0 (0%)
	Histórico (previo a 2009)	30	5 (16.67%)	19 (63.33%)	1 (3.33%)	0 (0%)	5 (16.67%)
CONAF 2015	Actual (2009 a 2015)	36	15 (41.67%)	14 (38.89%)	0 (0%)	2 (5.56%)	5 (13.89%)
	Histórico (previo a 2009)	10	2 (20.00%)	6 (60.00%)	1 (10.00%)	0 (0%)	1 (10.00%)

Dado que para la calibración del MDE manejable sólo se tomaron en cuenta los registros de CONAF (2014), el tipo de hábitat resultante para cada registro en el caso de CONAF (2014) se trata de una constatación del modelo, en el sentido de que son los datos de calibración del mapa, tanto del MDE abiótico como del MDE manejable. Los valores obtenidos para CONAF (2015) pueden ser interpretados en parte como evaluación independiente, ya que sólo fueron ocupados para el MDE abiótico. En ambos casos primó para los registros con presencia actual una coincidencia con calidad alta del MDE abiótico (hábitats principal y potencial), pero en el caso de CONAF (2014) se trata de lugares con mayor protección de amenazas antrópicas (principal), mientras que para CONAF (2015) casi la mitad de estos registros se encuentra en hábitat potencial expuesto a amenazas antrópicas. Para las presencias históricas cayó drásticamente la coincidencia con hábitat principal, y en ambos casos (CONAF 2014 y 2015) la coincidencia con hábitat potencial esta aumentó considerablemente. En el caso de CONAF (2015), la alta coincidencia de las presencias históricas con el tipo potencial es un buen indicador de la capacidad de discriminación del mapa a los registros disponibles.

El análisis de los tipos de hábitat por superficie para cada sitio de huemul, considerando un buffer de 1km en torno a cada registro de los datos de CONAF (2014) (Fig. 24, Anexo A.4), arrojó un predominio de los tipos de hábitat principal y potencial para el escenario actual. La presencia de tipos de hábitat refugio marginal y marginal resultó prácticamente despreciable. Los sitios con presencia actual mostraron una leve tendencia hacia el tipo de hábitat principal, mientras que para aquellos con presencia histórica resultó más marcada la tendencia hacia el tipo de hábitat potencial. La matriz no habitable tuvo una baja presencia en los sitios con presencia actual, que aumentó en aquellos con presencia histórica. El escenario 1 mostró un aumento considerable de matriz tanto para las presencias actuales como históricas. El escenario 2 solo modificó la superficie de hábitat potencial por hábitat principal respecto al escenario actual, manteniendo la misma proporción de matriz. El escenario 3 aumentó considerablemente la cantidad de hábitat principal del mismo modo que el escenario 2 y redujo también la cantidad de matriz en comparación al resto de escenarios.

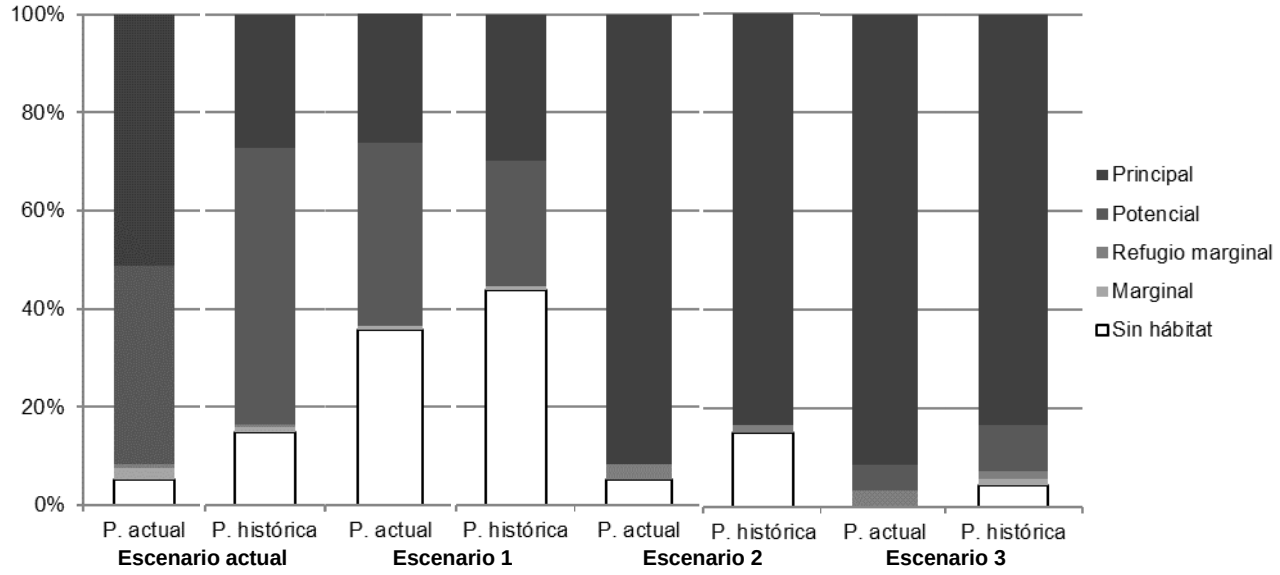


Figura 24. Composición del hábitat de sitios con presencia histórica y actual (CONAF 2014) de huemul en Chile Central, escenario actual y escenarios de manejo.

3.3.7. Potencial estructura metapoblacional de los sitios de huemul en Chile Central

En el caso de las presencias históricas, el análisis en función de una potencial estructura metapoblacional de los sitios de huemul en Chile Central (CONAF 2014) identificó 9 metapoblaciones y 3 poblaciones aisladas, de las cuales se habrían extinguido 2 metapoblaciones y las 3 poblaciones aisladas de acuerdo con los registros de presencia actual

(Fig. 25). Actualmente persistirían 5 metapoblaciones y 5 poblaciones aisladas, que serían el resultado de la fragmentación de las 7 metapoblaciones históricas remanentes (Anexo A.4).

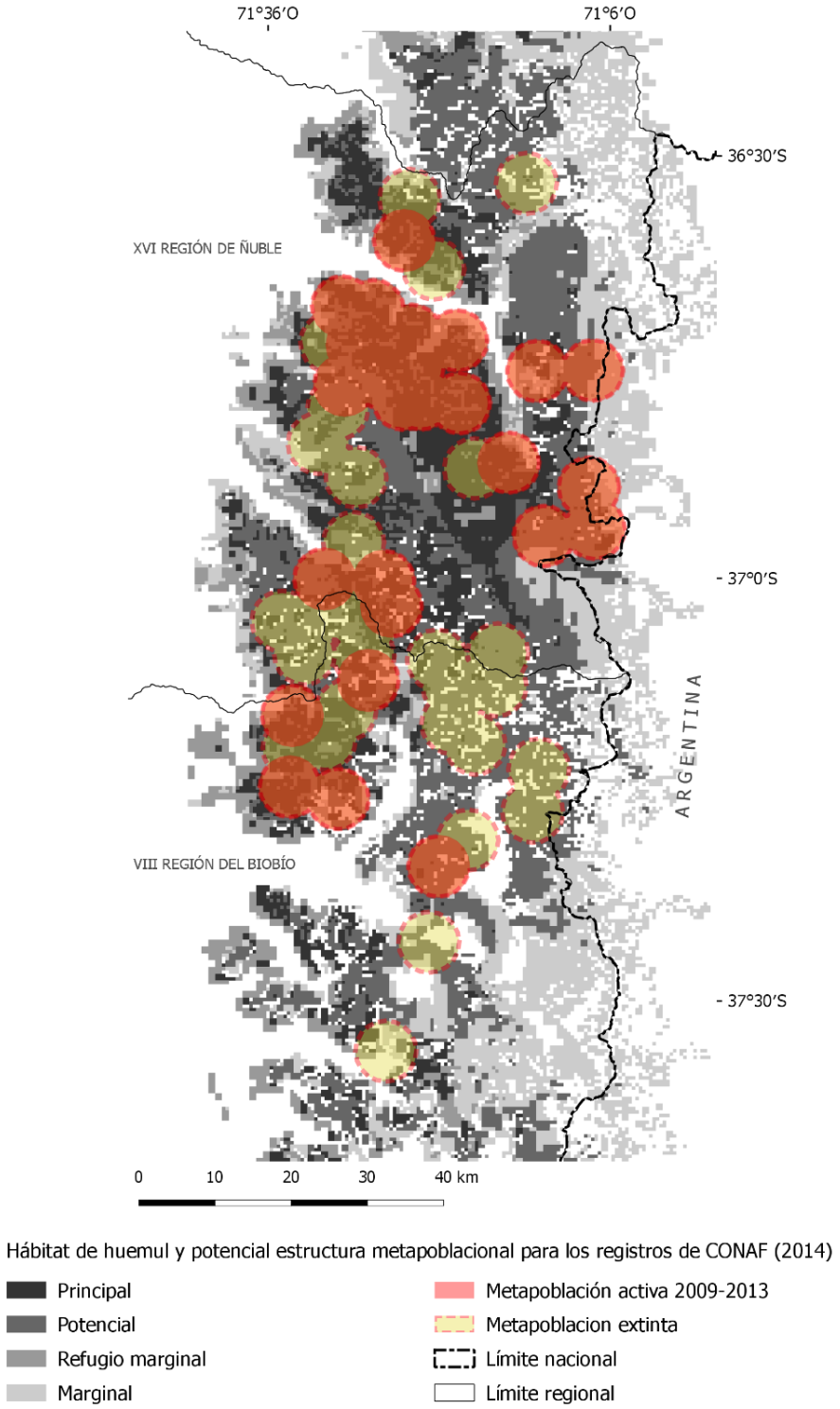


Figura 25. Mapa de potenciales poblaciones y metapoblaciones extintas y activas (2009 a 2013) de huemul en Chile Central basado en los registros de CONAF (2014).

4. DISCUSIÓN

4.1. MDEs aplicados al huemul de Chile Central

El estudio preliminar realizado con 13 algoritmos MDE diferentes (Anexo A.2.1) muestra resultados muy disímiles para los mapas proyectados y una muy buena evaluación (AUC >0.9) (Swets 1988; Elith et al. 2006) (Fig. A3) para 8 de los 13 algoritmos. Si bien se trata del valor AUC de los mismos datos de calibración (*train*), los algoritmos fueron ocupados en su calibración por defecto y los registros de la especie no fueron depurados, el resultado pone de manifiesto la facilidad con la que se pueden obtener resultados atractivos que no necesariamente tienen un correlato con la realidad que se busca modelar. Los MDEs son herramientas poderosas con un alto potencial para diversas aplicaciones, pero su uso debe implementarse con cautela (Pearson et al. 2006). Es por esto por lo que se debe recomendar, en la medida de lo posible y dependiendo de los objetivos, siempre contrastar los resultados con verificaciones en terreno. En aquellos casos como el del presente trabajo, en los que se recurre a los MDEs como una herramienta de apoyo a la toma de decisiones, la verificación en terreno de los resultados debe ser parte de un proceso adaptativo y dinámico de implementación que además integre a actores relevantes en el proceso (Radeloff et al. 1999; Guisan et al. 2013).

4.1.1. Maxent y el MDE abiótico

Las sucesivas modelaciones con Maxent realizadas para optimizar los parámetros de modelación ('funciones características', cantidad de *background* y factor de regularización *β*), muestran que los resultados pueden ser muy sensibles a estos ajustes (Anexo A.2.3), lo que respalda la sugerencia planteada por diversos autores (Phillips y Dúdik 2008; Elith et al. 2011; Merow et al. 2013), respecto a investigar las opciones que ofrece Maxent para ajustarlas a los objetivos de interés en cada caso. Las funciones características que la versión 3.4.1. de Maxent considera por defecto son *linear, quadratic, product* y *hinge*. En este trabajo solo se ocupó la función *hinge* en los modelos elegidos, ya que obtuvo la mejor evaluación respecto a otras combinaciones. La cantidad de puntos de *background* que resultó mejor evaluada fue de 5000 (Fig. A6) cuando el valor por defecto es de 10000. El valor de AUC_{test} alcanzó un máximo en 5000 que se mantuvo prácticamente estable al aumentar la cantidad de puntos, y si bien no se muestra una tendencia clara en las evaluaciones de la diferencia entre AUC_{train} y AUC_{test} y de la tasa de omisión del $10\%_{test}$, número mayores de *background* tendieron a mostrar predicciones muy ajustadas a los registros (Fig. A7), por lo que se optó por el resultado más generalizable con una

buena evaluación. El factor de regularización *β* por defecto es de 1 y luego de la evaluación se optó por mantener ese valor. Para valores menores se obtuvo una mejor evaluación en función del AUC_{test}, pero los valores para las evaluaciones de la diferencia entre AUC_{train} y AUC_{test} y de la tasa de omisión del $10\%_{test}$, se dispararon levemente (Fig. A8). Con valores mayores a 1 el valor de AUC_{test}, disminuyó levemente y de 1 en adelante las evaluaciones de la diferencia entre AUC_{train} y AUC_{test} y de la tasa de omisión del $10\%_{test}$ se estabilizaron. Mientras menor es *β*, mayor sobreajuste existe en el resultado proyectado (Fig. A9), por lo que nuevamente se optó por el mapa con resultado más generalizable con una buena evaluación.

El mapa obtenido a partir del MDE abiótico (Fig. 7), muestra resultados esperables desde el conocimiento de los hábitos del huemul, en el sentido de que prioriza áreas cordilleranas donde persiste la mayor superficie de bosque de *Nothofagus spp.* (Lara et al. 2012). Al analizar las variables ambientales de mayor contribución al MDE abiótico para los dos sets de registros (CONAF 2014 y 2015) (Fig. 3), se observa que todas dan cuenta de algún aspecto de la singularidad climática y topográfica que ocurre en al área de estudio, de transición entre un tipo mediterráneo al norte y uno templado hacia el sur. De las cuatro variables con mayor contribución a los resultados (Fig. 8; Tabla 3), la precipitación anual (*bio12*) muestra una marcada variación latitudinal para la vertiente chilena de la cordillera andina. La estacionalidad de la precipitación (*bio15*) muestra un patrón similar, pero en un sentido nororiente-surponiente, incorporando la vertiente argentina de la cordillera andina a la variación latitudinal. La temperatura media invernal (*bio11*) a grandes rasgos es correlativa a la elevación y el índice de rugosidad es un reflejo de la variabilidad topográfica. El resultado de Maxent obtenido es dependiente del área de estudio ya que contrasta los valores ambientales de las presencias de la especie con las de la extensión del área de estudio mediante el parámetro *background,* que determina la cantidad de puntos aleatorios representativos del área de estudio a ser considerados (Phillips et al. 2006; Merow et al. 2013). Así, el resultado da cuenta de la probabilidad de presencia de la especie en gran medida en función de la singularidad climática y topográfica del área de estudio. Esto se puede corroborar con la extrapolación del modelo hacia latitudes australes (Fig. 10), para las que no se obtuvo ninguna probabilidad de presencia adicional, a pesar de incluirse áreas de la distribución histórica de la especie y áreas con la mayor abundancia actual de individuos.

4.1.2. BRT y el MDE manejable

El MDE manejable resultó un ejemplo de lo complejo que resulta incorporar variables bióticas (antrópicas en el caso de este trabajo) en los MDEs, principalmente porque las respuestas de los

organismos a los factores bióticos ocurren a una escala mucho más próxima tanto espacial como temporal, lo que obliga a considerar multitud de factores (Mackey y Lindenmayer 2001; Pulliam 2000). La elección de las variables manejables (cobertura de suelo, abundancia de vegetación e influencia humana) se realizó en función de su susceptibilidad al manejo y a su dinámica temporal correlativa a los registros de huemul. En rigor no se trata de variables bióticas en el sentido de una interacción directa con otras especies, sino de variables de la configuración y composición del paisaje que responden a la acción antrópica, con excepción del índice de influencia humana que podría catalogarse de una acción más directa. Esta aclaración apunta a que, si bien se trata de variables de una variabilidad temporal más dinámica que las variables abióticas, mantienen una correlación con la expectativa de vida de la especie (~15 años) y en ningún caso son de menor variación temporal. Esta escala temporal más próxima respecto a los factores abióticos redujo la disponibilidad de registros al dividirlos en presencias y ausencias y limitó la obtención de un buen modelo con BRT (Tabla 6; Anexo A.2.4), con un valor AUC_{test} en el límite de lo aceptable como bueno (Elith et al. 2006).

El proceso de modelación, con variaciones en los resultados para los mismos parámetros de modelación (Tabla 6), mostró que el número de registros disponibles se encontró cerca de un umbral que hiciera inviable la modelación, tal como fue el caso de los registros de CONAF (2015) con solo 9 ausencias. La curva de respuesta para la abundancia de vegetación (MFVV) (Fig. 11) muestra una tendencia acorde a los hábitos reportados para el huemul, con una mayor probabilidad de presencia a mayor abundancia, pero resulta forzado el brusco quiebre hacia probabilidades negativas al final de la curva. Para el índice de influencia humana (IIH), la curva de respuesta muestra una tendencia contraria a lo esperable de acuerdo con los reportes, ya que a mayor influencia humana el modelo predice mayor probabilidad de presencia. Para todas las modelaciones realizadas, las curvas de respuesta mostraron tendencias similares. Al analizar el mapa de IIH (Fig. 4) se observa que los registros de huemul se ubican en un área de transición de mayor influencia humana hacia el poniente y prácticamente nula influencia hacia el oriente. Dentro de esa área de transición existen cúmulos de presencias asociados a mayor influencia humana que sectores donde se concentran ausencias con menor influencia. Este resultado indica que el huemul puede tolerar cierta influencia humana, pero es importante considerar que los valores del IIH provienen de un cálculo a escala global, y que probablemente se puede llegar a mejores resultados calculando un índice a una escala más local.

La información disponible para operar con BRT (Elith et al. 2008) no fue suficiente para mejorar la curva de respuesta en el caso de la cobertura de suelo, por lo que no fue posible derivar

conclusiones al respecto. La frecuencia de los registros de CONAF (2014) (Fig. 26) para la cobertura de suelo tampoco muestra una tendencia clara para presencia y ausencias, por lo que no estaría entregando información robusta respecto a la dinámica de extinción local de huemules de las últimas décadas. Al igual que en el caso anterior, se trata de datos a una escala global probablemente muy gruesa para detectar una correlación a una escala más local como la extensión del MDE manejable, conclusión aplicable también a la variable MFVV.

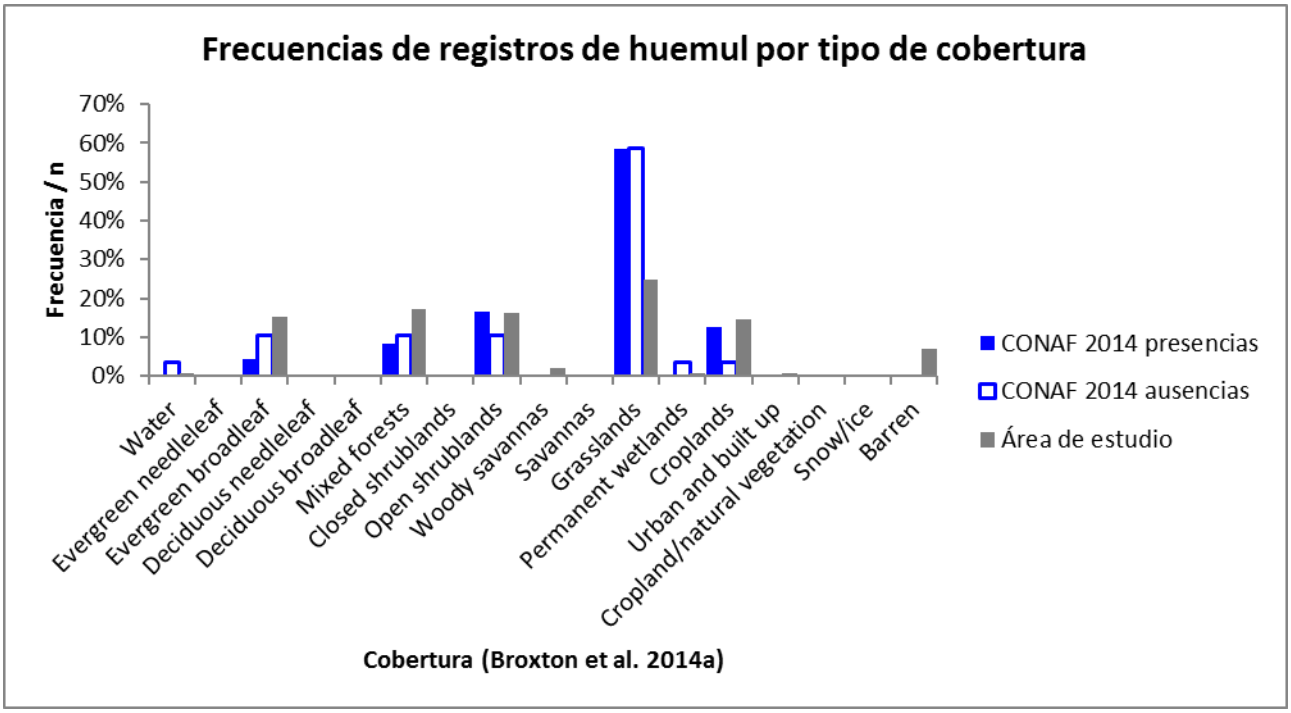


Figura 26. Frecuencia de los registros de CONAF (2014) para la cobertura de suelo (Broxton et al. 2014a).

La frecuencia de toda el área considerada para el MDE manejable tiene una leve tendencia hacia una probabilidad de presencia positiva, sobre el umbral de calidad media-alta (Fig. 13), con una curva notoriamente más parsimoniosa que para el caso del MDE abiótico (Fig. 9). Si bien el MDE manejable logra una discriminación aceptable para los datos de presencia-ausencia, este modelo debe ser desarrollado con mayor profundidad investigando factores no considerados y recurriendo a datos de mayor precisión para los factores ambientales (p.ej. Heilmayr et al. 2016; Zhao et al. 2016) y para los registros disponibles, lo que implica una dedicación que excede el ámbito de este trabajo.

4.2. Mapa de hábitat

4.2.1. Marco conceptual para la construcción del mapa de hábitat

Las cuatro categorías de hábitat propuestas a partir de la intersección de los MDEs abiótico y manejable (Fig. 1) se basan en el modelo propuesto por Naves et al. (2003), inicialmente para carnívoros y luego ampliado a ungulados en ambientes con alta amenaza antrópica (Zhou y Zang 2011; Bleyhl et al. 2015). Las categorías propuestas por Naves et al. (2003) asumen dinámicas fuente-sumidero (Pulliam 1988) que dependen de procesos de migración y colonización imposibles de inferir a partir de los registros de presencia-ausencia, por lo que en este trabajo se optó por definir los tipos de hábitat con un criterio orientado a decisiones de manejo. El modelo propuesto por Naves et al. (2003) establece una relación con la tasa de crecimiento de la especie en función de las categorías de hábitat, asumiendo que los componentes demográficos clave (natalidad y mortalidad) responden a diferentes factores ambientales. Así los factores abióticos (‘naturales’ de acuerdo con Naves et al. 2003) regulan la natalidad y los factores manejables (‘antrópicos’) regulan la mortalidad. Combinar los MDEs con parámetros demográficos es un objetivo destacable dadas las posibilidades que ofrece en favor de la conservación (Guisan y Thuiller 2005; Franklin 2010), pero asumir dinámicas fuente-sumidero para una especie como el huemul que prácticamente no se desplaza (Gill et al. 2008) y además con un número reducido de registros, carece de un fundamento sólido.

El marco conceptual para la construcción del mapa de hábitat del huemul asume que las presencias históricas (CONAF 2014 y 2015), definidas como sitios prospectados con presencia de huemul previa a 2009 cuya ausencia ha sido confirmada en prospecciones posteriores para el año 2009, se deben a extinciones locales causadas por dinámicas del paisaje derivadas de la acción antrópica, ya sea por mortalidad o desplazamiento. Este supuesto se basa en (i) la alta presencia antrópica en el área de estudio y su efecto en las dinámicas de paisaje para las últimas décadas (Aguayo et al. 2009; Altamirano y Lara 2010; Hinojosa y Ramírez 2014); (ii) la prácticamente inexistente movilidad reportada para la especie (Gill et al. 2008); y (iii) la repoblación de huemules en sectores donde se ha controlado la actividad antrópica (infraestructura, ganadería y turismo) (Hinojosa y Ramírez 2014).

El supuesto es discutible principalmente porque se puede dar el caso de extinciones locales que se deban a otras causas no asociadas con la actividad antrópica, como el caso de grupos con una baja tasa de crecimiento que se hubieran extinguido independiente de la actividad antrópica, pero a la fecha no existe información para fundamentar tal caso y la alta sensibilidad

de la especie a la acción antrópica reportada lo hacen poco probable. A la luz de los resultados obtenidos para el MDE manejable, en el límite de lo aceptable como mapa predictivo, la calidad de las variables ambientales ocupadas, en términos de su escala espacial demasiado gruesa, no permiten realizar conclusiones contundentes referentes a este supuesto. Los resultados del mapa de hábitat desarrollado han permitido poner en práctica un marco de modelación y aplicación de MDEs a especies amenazadas, pero su aplicación directa a tomas de decisión requiere de una inversión mayor en el procesamiento de los factores ambientales, así como en la revisión de los registros disponibles, sobre todo para el caso del MDE manejable.

4.2.2. Validación del mapa de hábitat

Los registros de monitoreos y cámaras trampa (Arauco 2016; CONAF 2016; F. Mininco 2016) (Tabla 8) independientes a la calibración de los MDEs, se refieren en su mayoría a presencias en áreas protegidas, con excepción de 4 registros para el área de la Laguna del Laja (Cordillera de Polcura). Casi la mitad de los registros coincidieron con buen hábitat (principal), mientras que otra gran porción coincidió con hábitat amenazado (potencial). El tipo de hábitat potencial en el mapa de hábitat es para un periodo estimado de ~1995 a 2012, por lo que, si efectivamente estos sitios se encuentran hoy con protección, existe la posibilidad de que para una modelación futura resulten con una mejora en la calidad de hábitat hacia hábitat principal. Existen muy pocos registros (2), para hábitat de calidad abiótica media y se concentran sólo en hábitat refugio marginal, hábitat resguardado de amenazas provenientes de factores manejables, y no hay registros para hábitat marginal. Un 10% de los registros coincidieron con la matriz no apta para la especie, lo que debe ser evaluado para mejorar el mapa de hábitat. Se trata de registros con buena calidad de hábitat para el MDE abiótico, pero con mala calidad para el MDE manejable. Por lo indicado en la sección anterior, previo a generar conclusiones respecto a este resultado debe ser mejorado el MDE manejable. En el caso efectivo de tratarse de sitios con mala calidad de hábitat, que mantienen presencia de huemules sólo debido a la protección que los aísla de las amenazas, se trataría de individuos sin posibilidad de proyectarse al futuro, lo que validaría los resultados el mapa de hábitat. Por el contrario, de tratarse de sitios con individuos con reproducción y sobrevivencia positivas, se trataría de registros con información valiosa para mejorar el mapa investigando factores ambientales no considerados.

De los registros ocupados para la calibración de los MDEs, los de CONAF (2015) no fueron ocupados en el MDE manejable, lo que los convierte en un insumo parcialmente independiente para la evaluación del mapa de hábitat (Tabla 13). Para el caso de las presencias actuales, el

mayor número de registros coincide con hábitat principal (42%), seguido muy de cerca por el hábitat potencial (39%). Más del 80% se encuentra en los tipos de mejor calidad, ningún registro para el tipo refugio marginal y sólo 2 (6%) registros para el tipo marginal. En el caso de las ausencias, el 60% coincidente con hábitat potencial, casi igual que para los registros de CONAF (2014) permite confirmar una capacidad aceptable de discriminación para el mapa de hábitat. Para ambos sets de registros se encuentra una cantidad no despreciable de coincidencias sin hábitat entre el 10 y 15%. En todos los casos, con excepción de uno, se trata de registros coincidentes con alta calidad abiótica y baja calidad manejable. Sólo una presencia de CONAF (2015) resultó en calidad abiótica baja, en el límite con calidad media. Son resultados que refuerzan lo mencionado en puntos anteriores respecto a la necesidad de revisar y mejorar el MDE manejable.

4.2.3. Escenarios del mapa de hábitat

Uno de los mayores problemas para la implementación de MDEs como herramientas de planificación es su limitada capacidad de proyectar los patrones de las especies en el tiempo y en el espacio (Pearson et al. 2006; Franklin 2010). A pesar de ser común la práctica de aplicar simulaciones de escenarios de cambio climático a las variables ambientales para proyectar la distribución de las especies con MDEs, se trata de una práctica muy discutida y aún en desarrollo (Elith et al. 2010; Warren et al. 2014). Los mayores problemas para incorporar escenarios de cambio climático a los MDEs y obtener resultados con sustento estadístico radican en que (i) los registros de las especies dejan de reflejar una relación estable con el ambiente y (ii) no existe un muestreo adecuado para las nuevas combinaciones ambientales (Elith et al. 2010). El marco conceptual propuesto en este trabajo depende de una variabilidad temporal en los registros de la especie de interés que se incorpora a aquellas variables ambientales que muestran una dinámica temporal correlativa. Se asume un equilibrio con los factores ambientales abióticos, que en el caso del huemul de Chile Central se fundamenta en que (i) su ubicación actual no ha sido desplazada de su rango histórico y (ii) los reportes atribuyen su declinación poblacional a factores antrópicos y no de carácter abiótico. Así, se reducen considerablemente los problemas de modelación mencionadas, siempre y cuando el MDE manejable tenga la capacidad de predecir el efecto de los factores manejables en la variabilidad temporal de los registros.

Los escenarios del mapa de hábitat obtenidos en función de las variables manejables deben ser tomados como un ensayo preliminar para la puesta en práctica del marco de modelación propuesto. Existe un alto grado de incertidumbre en la formulación de los escenarios, ya que

simulan situaciones llevadas a extremos, pero muestran de qué forma podrían implementarse distintos escenarios de hábitat en función de estrategias de planificación que afecten a las variables manejables.

4.2.4. Configuración espacial del hábitat de huemul

La aproximación metapoblacional adoptada para adecuar la escala del mapa de hábitat a la percepción espacial del huemul en función del tamaño de su rango de hogar y de su capacidad de dispersión permite generar un análisis del hábitat disponible a la escala de parches e inter-parches (Hanski 1998). Este análisis es útil al momento de evaluar, por ejemplo, áreas de protección, repoblación o sacrificio, ya que es posible comparar la viabilidad de cada área para sustentar a la especie en función de su tamaño, calidad y conectividad. Este análisis, sumado a un trabajo sostenido de monitoreo, muestreos en terreno y estudios genéticos, puede ser de gran ayuda al conocimiento aún incipiente de la dinámica poblacional de la especie (CONAF et al. 2009). Es importante tener en cuenta que los valores reportados para el rango de hogar y desplazamientos (Gill et al. 2008) aún pueden ser ajustados en investigaciones futuras. El análisis de la configuración espacial aplicado al mapa de hábitat es tremendamente sensible a estos valores y futuras investigaciones pueden modificar sustancialmente los resultados obtenidos.

De los sitios de huemul que persisten con presencia actual en Chile Central registrados por CONAF (2014), se reconoce un núcleo norte en torno al valle del Río Ñuble y el sector de Niblinto y un núcleo sur en torno a la RN Ñuble y el BAVC Rucamanqui que se disgrega hasta la Cordillera de Polcura, una situación constatada por diversos autores (Povilitis 1998; CONAF et al. 2009). El análisis de una potencial estructura metapoblacional para los sitios con presencia actual de huemul muestra cómo los sitios del área sur son los que más han sufrido la pérdida de individuos en las últimas décadas (Fig. 25). Esta situación es coincidente con la evaluación de la configuración espacial del hábitat (Fig. 19) que muestra una disponibilidad de hábitat prácticamente continua y por ende bien conectada para el núcleo norte, mientras que para el núcleo sur el hábitat disponible muestra un alto grado de fragmentación. A pesar de esta fragmentación, se puede ver una potencial conectividad entre ambos núcleos principalmente por el lado oriental del complejo Nevados de Chillán.

La configuración espacial para los escenarios de manejo propuestos muestra cómo diferentes estrategias de planificación podrían afectar a la disponibilidad de hábitat para el huemul (Anexo A.3). El escenario 1 reduciría considerablemente las posibilidades de persistencia del huemul en Chile Central, mientras que el escenario 3 podría generar las condiciones para un aumento de la

población y de las probabilidades de persistencia. Ya se ha mencionado que los escenarios planteados requieren ser revisados y afinados, pero se constituyen en un ejemplo de cómo el marco conceptual propuesto puede entregar valiosos insumos a la planificación e integrarse como una variable más a procesos de toma de decisión multisectoriales y a diferente escala (regional, comunal y local).

4.2.5. Comparación de MDEs aplicados al huemul

Recientemente se han publicado dos MDEs aplicados al huemul (Quevedo et al. 2017; Rosas et al. 2017). Dados los distintos parámetros de modelación, distinto algoritmo MDE para el caso de Rosas (et al. 2017) y distinta extensión geográfica de estos trabajos, no es posible realizar una comparación directa con el mapa de hábitat del huemul de Chile Central. El resultado de la extrapolación del MDE abiótico, que es la base del mapa de hábitat, al rango histórico de distribución (Fig. 10), entrega valores negativos para la presencia del huemul al sur del paralelo 39°S donde se ubican los trabajos de Quevedo et al. (2017) y Rosas et al. (2017). Como se vio anteriormente, este resultado se debe a la singularidad del área de estudio e implica que el mapa obtenido es específico del grupo de huemules remanente en Chile Central y este es el principal motivo que dificulta la comparación.

Quevedo et al. (2017) modelaron la presencia del huemul para el área comprendida entre las latitudes 37°S a 44°S, con el objetivo de identificar áreas de distribución potencial para un área sin registros en la actualidad y ubicada entre Chile Central y los grupos más numerosos registrados en la Patagonia norte. Quevedo et al. (2017) ocuparon el algoritmo Maxent con variables ambientales similares al MDE abiótico y, para 3 de los 4 modelos publicados, la precipitación anual (bio12) resultó como la variable de mayor contribución al modelo, de forma análoga que para el MDE abiótico. Sin embargo, las otras dos variables de mayor contribución al MDE abiótico, la estacionalidad de la precipitación (bio15) y la temperatura media del cuarto más frío (bio11) fueron descartadas de las modelaciones de Quevedo et al. (2017). Respecto a la extensión de la probabilidad de presencia, el mapa publicado permite inferir que existe una proyección la norte del 38°S que no se muestra, la que sería interesante de comparar en futuros trabajos con el resultado del MDE abiótico.

Rosas et al. (2017) modelaron la presencia del huemul para la extensión de la provincia argentina de Santa Cruz (46° a 52°30’S) con el algoritmo ENFA (Hirzel et al. 2002). Las variables de mayor contribución en este caso fueron la temperatura media anual y la mínima temperatura del mes más frío. En este trabajo es destacable la incorporación de métricas de configuración

espacial de la cobertura de bosque, entre las que la distancia al borde y los tipos de bosque resultaron con una alta contribución al resultado final.

El único factor común de todos los resultados es la predicción de la presencia del huemul asociada a los bosques andinos. Respecto al porcentaje de hábitat representado en áreas protegidas, Rosas et al. (2017) obtuvieron un 55% y Quevedo et al. (2017) un 40% para Argentina, y <25% para Chile. El mapa de hábitat para Chile Central obtuvo una representatividad considerablemente menor con 14% del hábitat resultante en áreas protegidas, de los cuales sólo 10% corresponden a los tipos de hábitat de mayor interés para la conservación (principal y potencial). Este resultado es coincidente con la densidad antrópica que es mayor en la latitud de Chile Central y tiende a disminuir hacia el sur, con un patrón inverso para la superficie de áreas protegidas, que aumenta en latitudes más despobladas hacia el sur. Este resultado enfatiza el estado crítico de conservación del huemul de Chile Central.

4.3 Implicancias del mapa de hábitat para la conservación

4.3.1. Plan Nacional de Conservación del Huemul e implementación del mapa de hábitat

El Plan Nacional de Conservación del Huemul (PNCH) (CONAF et al. 2009) es actualmente la guía que sirve de referencia para las actividades vinculadas a la conservación del huemul. Para efectos operativos, el PNCH diferencia tres zonas geográficas:

I. Zona Nevados de Chillán: se relaciona a los huemules de Chile Central y abarca desde el río Perquilauquén hasta el límite entre las Regiones del Biobío y la Araucanía. El mapa de hábitat desarrollado en este trabajo se concentra en esta zona.

II. Zona Sur: corresponde a una zona con déficit de información acerca de la presencia actual de huemules y su estado de conservación. Se extiende entre el límite norte de la Región de la Araucanía hasta la cuenca del río Cisnes en la Región de Aysén.

III. Zona Austral: delimitada por la cuenca del río Cisnes, en la Región de Aysén, y el Estrecho de Magallanes, en la Región del mismo nombre, considera las principales poblaciones de huemules que persisten en la actualidad.

El PNCH se estructura a partir de 5 objetivos y 44 acciones prioritarias. El mapa de hábitat del huemul para Chile Central puede ser un aporte directo a los 5 objetivos definidos por el plan por

medio de 6 de acciones prioritarias (Tabla 14), sin contar con aquellas acciones a las que podría aportar de forma indirecta.

La implementación del mapa de hábitat del huemul como herramienta de apoyo a la toma de decisiones debe ser concebida como un proceso adaptativo y consensuado por diferentes actores. Los registros de huemul y las variables ambientales que sirven de insumos para la elaboración del mapa pueden ser mejorados y en ese proceso deben ser incorporados diferentes actores que ayuden a que la implementación sea efectiva. Entre esos actores debieran ser considerados por lo menos CONAF, empresas forestales, el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), el Ministerio del Medio Ambiente (MMA), Servicio Nacional de Turismo (SERNATUR) y autoridades regionales y locales como Gobernaciones, Intendencias y Municipios. A la fecha no existe una entidad de carácter transversal que coordine los esfuerzos para la conservación del huemul a nivel regional ni nacional. Esa tarea la lleva a cabo principalmente CONAF, que es una institución cuya jurisdicción territorial es limitada y cuyo objetivo principal es el sector forestal. La conservación del huemul requiere de una logística multisectorial y una herramienta como el mapa de hábitat propuesto puede ser un catalizador de esa logística.

Tabla 14. Objetivos (O) y Acciones Prioritarias (AP) del Plan Nacional de Conservación del Huemul (CONAF et al. 2009) a los que el Mapa de hábitat puede aportar de forma directa.

O.1.	Desarrollar investigación sobre la especie, a fin de reducir la carencia de información sobre esta.
AP.1.6.	Conocer la superficie y calidad del hábitat existente en áreas con presencia actual de Huemules, y la conectividad existente entre tales áreas.
AP.1.12.	Análisis del hábitat disponible para el huemul.
O.2.	Definir y Ejecutar un Programa de Conservación *ex situ* para el repoblamiento y reintroducción del Huemul. Este objetivo carece de APs y privilegia la construcción de un centro de reproducción para liberación de ejemplares. El mapa de hábitat puede ayudar a definir la locación del centro y de las áreas de liberación de individuos.
O.3.	Implementar acciones para la Conservación *in situ* en 5 ámbitos de trabajo (Caza Furtiva, Ungulados Exóticos, Perros, Ganado y Hábitat)
AP.3.1.	Creación de Áreas Protegidas públicas o privadas en áreas de importancia para el huemul.
AP.3.2.	Promover la realización de acciones de mitigación y/o lograr medidas compensatorias en cualquier proyecto que afecte el hábitat de la especie, las que deben ir en su directo beneficio.
O.4.	Sensibilizar a la comunidad y tomadores de decisión acerca de la importancia de proteger al Huemul.
AP.4.8.	Desarrollar un programa de información y sensibilización orientado a los tomadores de decisión, en áreas con huemul.
O.5.	Promover el mejoramiento y aplicación de los Instrumentos legales y normativos y la incorporación del Plan en las Políticas Regionales y Locales
AP.5.3	Incorporar el PNCH en políticas e instrumentos de planificación y gestión comunal y regional (Estrategias Regionales de Desarrollo, PLADECOs, Planes Reguladores Regionales, Intercomunales y Comunales, entre otros).

4.3.2. Instrumentos de planificación.

El contexto nacional es aún incipiente en políticas vinculantes de ordenamiento territorial, ya que este se restringe a las áreas delimitadas por el límite urbano (DFL 458/76 MINVU: Ley

General de Urbanismo y Construcciones) y más incipiente aún desde un enfoque ecosistémico. Diversos componentes del ecosistema tales como el agua, el suelo o los bosques, entre otros, son regulados por diferentes normas y en diferentes grados de exigencia como entidades independientes. La promulgación de la Ley 19300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente en 1994 y su reglamento DS 40/2013 (MMA) representan un avance hacia un manejo del medio ambiente con un enfoque ecosistémico, pero aún es deficiente si se compara con normativas aplicadas en países más desarrollados. El mapa de hábitat propuesto no resuelve ese problema, pero sí tiene el potencial de ser un aporte en el proceso hacia una planificación con enfoque ecosistémico. El SEA, que vela actualmente por el cumplimiento del mencionado DS 40/2013, requiere de herramientas como mapas consensuados de especies amenazadas que le permitan focalizar los recursos de mitigaciones en favor de la conservación. El mapa de hábitat propuesto se ha ejemplificado con el huemul, pero existen otras especies amenazadas que podrían adoptar un marco similar adecuado a cada contexto.

Además, existen otros instrumentos de planificación existentes a los que el mapa de hábitat del huemul podría ser incorporado por el hecho de mostrar información espacialmente explícita, tales como la Estrategia de Desarrollo Regional (GORE-Biobío 2015) y el Plan Regional de Ordenamiento Territorial (GORE-Biobío 2013) a nivel regional, el Plan de Gestión de la Reserva de Biósfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja (San Martín 2014) a nivel interregional, y a nivel comunal la Zona de Interés Turístico (ZOIT) Pinto y los Planes de Desarrollo Comunal (PLADECOs) de las comunas con presencia de huemul o superficie de hábitat de interés para la conservación.

La creación de la nueva Región de Ñuble plantea una excelente oportunidad para enfocar su desarrollo hacia un desarrollo sustentable enfocado en riqueza de sus recursos naturales, además de los sociales, y considerar un esfuerzo interregional en conjunto con la Región del Biobío para la conservación del huemul de Chile Central. La mayor superficie de hábitat disponible para el huemul de Chile Central se ubica en estas dos regiones (Fig. 14; Tabla 11), así como la mayoría de las presencias actuales registradas (Fig. 25). Sin un trabajo integrado a nivel territorial y multisectorial es difícil pensar en la conservación del huemul de Chile Central y aprovechar los beneficios que esto puede conllevar a largo plazo para un desarrollo sustentable (MA 2005). En términos productivos, un enfoque hacia un desarrollo sustentable requiere de herramientas como el mapa de hábitat para el apoyo al desarrollo de prácticas sustentables en actividades tales como el manejo de bosques, la ganadería, el turismo y el diseño de infraestructura.

Además de la planificación a un nivel político y administrativo, en el ámbito académico también existe la necesidad de instrumentos que ayuden a focalizar recursos para el avance en el conocimiento de la ecología de la especie (CONAF et al. 2009). Esta necesidad es ampliable a prácticamente todas las especies amenazadas del país para las que un mapa de hábitat como el propuesto puede servir de base a estudios de dinámica poblacional, genéticos y evolutivos.

4.4. Limitaciones y proyecciones

4.4.1. Registros de la especie

El número de registros es un factor relevante para tener en cuenta al momento de trabajar con MDEs, ya que a mayor cantidad de registros más robusto es el resultado. En el caso del mapa de hábitat desarrollado se trabajó con un número cercano al límite para obtener resultados aceptables, por lo que se deben concentrar esfuerzos en la obtención de más registros. Desde que se iniciaran los monitoreos de huemul en Chile Central en la década de 1970 a la fecha, existen numerosos documentos que informan sobre la presencia del huemul (Hinojosa y López 2014) que aún carecen de una sistematización consensuada. El hecho de que existan dos recopilaciones con resultados diferentes (CONAF 2014 y 2015) es un indicador de que se puede mejorar la información disponible y eventualmente aumentar el número de registros.

Además de un trabajo de sistematización con los datos existentes, este se debiera complementar con la información de monitoreos periódicos con cámaras trampa y muestreos en terreno. Hoy existe información con cámaras trampa gracias a CONAF (2016) y a las empresas forestales Arauco (2016) y Mininco (2016), pero sus esfuerzos se limitan a las áreas hasta donde alcanza su jurisdicción, las áreas protegidas en el caso de CONAF y las AAVC en el de las forestales. Las líneas de base que exige el Servicio de Evaluación de Ambiental (SEA) son otra fuente para la obtención de registros de huemul que incorpora al sector privado e incluye áreas no consideradas por CONAF ni por las empresas forestales. El problema de estas líneas de base es que son reactivas en el sentido de que se generan al momento de que existe un proyecto con el potencial de generar impacto en un área determinada. Un mapa consensuado del hábitat del huemul es una necesidad para el SEA al momento de evaluar proyectos con potenciales impactos al huemul. El mapa le permitiría al SEA, por ejemplo, solicitar monitoreos en áreas poco accesibles, libres de impacto y fuera de las áreas protegidas, como una medida de mitigación a proyectos que causen impacto al huemul en otras locaciones. Con un enfoque adaptativo en la

implementación del mapa, este permitiría dirigir los esfuerzos de registros en áreas no prospectadas que a su vez pueden entregar valiosa información para ir mejorando el mapa.

Además del dato de la presencia o ausencia de la especie, existen características para algunos registros que pueden mejorar sustantivamente al mapa de hábitat y que debieran ser incorporados en la sistematización de los registros, tales como la estacionalidad, la edad y el género de los individuos registrados. Para que un sitio sea apto para la ocurrencia del huemul, este debe considerar aspectos estacionales del hábitat. Un sitio sólo con condiciones estivales, por ejemplo, no sería apto para la ocurrencia especie (Povilitis 1998; Gill et al. 2008). Los datos de edad y género son importantes para caracterizar el uso de los sitios por parte del huemul y evaluar hipótesis de dinámica poblacional que permitan avanzar en el conocimiento en esa dirección (CONAF et al. 2009) con el fin de optimizar los recursos disponibles para la conservación de la especie.

Otro factor relevante en la construcción de MDEs que no ha sido considerado en este trabajo es el sesgo que pueden tener los registros debido al esfuerzo de muestreo (Radosavljevic y Anderson 2014). Si bien los registros ocupados corresponden a prospecciones reiteradas (CONAF 2014 y 2015) que cubren todos los sitios sobre los que existe información de presencia de la especie para Chile Central, existen factores de accesibilidad evidentes que pueden estar afectando a los sets de registros, debidos principalmente a la accidentada geografía y al régimen de propiedad de la tierra. Es razonable pensar que áreas protegidas y áreas de fácil acceso cuenten con mayor esfuerzo de muestreo que áreas más aisladas o en propiedad privada.

4.4.2. Extensión del mapa de hábitat

La extrapolación del MDE abiótico a la extensión de toda la distribución histórica del huemul, incluyendo las áreas con mayor densidad poblacional en la actualidad al sur de los 44°S (Fig. 10), muestra que el resultado obtenido es sesgado y no se condice con la realidad del huemul. La aproximación jerárquica de modelación propuesta sería más completa y consistente si se considerara toda la distribución de la especie (Mackey y Lindenmayer 2001). Idealmente se debieran ocupar registros representativos de toda la distribución (Marín et al. 2008; Quevedo et al. 2017; Rosas et al. 2017) para la modelación del MDE abiótico, lo que permitiría ampliar la extensión de modelación a toda la distribución. Esto, además de mejorar el mapa, permitiría investigar diferencias en base a factores ambientales entre el grupo de huemules de Chile Central con las poblaciones más australes (Marín et al. 2013).

4.4.3. Factores ambientales manejables

Ante lo ajustado del resultado del MDE manejable, en el límite de lo aceptable como mapa predictor de presencia, este es el proceso que mayores mejoras debe incorporar en la construcción de un mapa de hábitat con mayor sustento para ser implementado como herramienta de conservación. Para ello existen por variables ambientales con mayor precisión (p.ej. Heilmayr et al. 2016; Zhao et al. 2016; base de datos SEA) que las utilizadas en este trabajo, pero esa mayor precisión demanda a su vez una dedicación que escapa al ámbito de esta tesis. En este trabajo se buscaron variables que cumplieran con el requisito de tener un potencial efecto en la ocurrencia del huemul de acuerdo con la literatura, ser susceptibles al manejo y ser correlativas temporalmente con el proceso de extinción local reportado por CONAF (2014 y 2015), quienes definen la frontera temporal entre presencia actual e histórica en el año 2009. Además de mejoras en las variables ambientales, la revisión de los registros disponibles debe hacerse con el objetivo de encontrar patrones temporales que puedan informar sobre la dinámica del huemul asociada a factores ambientales. ¿Es 2009 la mejor o única frontera para definir el proceso de extinciones locales que ha sufrido el huemul de Chile Central? El estudio de las dinámicas de paisaje que han ocasionado la disminución poblacional localizada principalmente en el núcleo sur (Fig. 25), por ejemplo, puede ayudar a una mejor elección en las variables ambientales manejables.

Respecto a las variables ocupadas en este trabajo, el resultado tan ajustado obtenido obliga en primera instancia a mejorar la escala espacial ocupada, ya que en los tres casos (índice de influencia humana, cobertura de suelo y abundancia de vegetación) se trata de productos cuyo objetivo es obtener resultados a escala global. En el caso del índice de influencia humana (WCS y CIESIN 2005), si bien resume diversos factores de la actividad antrópica, un índice adecuado requiere del análisis de estos factores por separado y a partir de la información de las presencias y ausencias disponibles para evaluar cómo afectan a la ocurrencia de la especie. Algo similar ocurre con la cobertura de suelo (Broxton et al. 2014a) y la abundancia de vegetación (Broxton et al. 2014b) en el sentido de que requieren adecuarse a los requerimientos ecológicos de la especie. El huemul es una especie asociada al borde del bosque, por lo que la configuración espacial de la cobertura del bosque y el tipo de bosque pueden resultar más relevantes para la ocurrencia del huemul que la cobertura de suelo (Bleyhl et al. 2015; Rosas et al. 2017). En el caso de la abundancia vegetal, esta se asocia a asegurar supervivencia durante el periodo invernal o de proveer alimento para las crías en época de reproducción p.ej. (Pettorelli et al. 2011;

Stoner et al. 2016), factores estacionales que podrían ser evaluados de forma independiente para la construcción del MDE manejable.

La actividad ganadera es una de las actividades antrópicas de mayor relevancia para la presencia del huemul, por su competición por hábitat y potencial transmisor de enfermedades (Povilitis 1979 y 1998), y no fue considerada en este trabajo. El Servicio Agrícola y Ganadero lleva un monitoreo sistemático de veranadas asociadas al control sanitario fronterizo limitadas a una porción del área de estudio (SAG 2016), lo que limitó su incorporación a la modelación. Este monitoreo podría ser ampliado en el futuro incorporando objetivos de interés nacional como el manejo de biodiversidad, control de erosión, deforestación y afectación de ciclos hidrológicos a largo plazo. La ganadería no debiera ser una amenaza en sí para el huemul si se buscan opciones de manejo adecuado (Battaglini et al. 2014).

5. CONCLUSIONES

El mapa de hábitat desarrollado introduce la variabilidad temporal en los MDEs de tal forma que permite asociarla a las variables ambientales que son susceptibles de manejo y, como consecuencia, proyectar el patrón de la distribución de especies a estrategias de planificación del territorio, contribuyendo a una de las principales limitaciones que se le atribuyen a los MDEs (Guisan y Thuiller 2005; Pearson et al. 2006; Elith et al. 2010; Franklin 2010). La variabilidad temporal es un concepto de creciente interés la literatura especializada enfocada a la conservación (Kulakowski et al. 2017), como una respuesta a la dinámica cambiante de las condiciones ambientales abióticas y bióticas a escala global (Radeloff et al 2015) y a la complejidad de los procesos ecosistémicos. En ese contexto la incorporación de la variabilidad temporal a estrategias de manejo puede ayudar a la conservación de los ecosistemas, a pesar de que no exista una comprensión completa de los procesos ecosistémicos que los sustentan (Landres et al. 1999; Millar et al. 2007; Duncan et al. 2010; Siedl 2014; Kulakowski et al. 2017).

Los ecosistemas de bosques de montaña, como es el caso del hábitat del huemul, sirven de importante refugio para biodiversidad y proveen de numerosas funciones y servicios ecosistémicos de los que se beneficia la sociedad (MA 2005). La conservación del huemul es una tarea en favor de la sustentabilidad de un ecosistema cuyos procesos permiten el desarrollo económico y social de las personas a largo plazo. Los individuos de huemul que persisten en Chile Central presentan una diversidad genética de un alto valor para la conservación con respecto al resto de su distribución actual más austral (Shafer et al. 2011; Marín et al. 2013) y su aislación y bajo número de individuos, sumada a la baja representatividad de su hábitat en áreas protegidas que se desprende de este trabajo respecto a otras poblaciones (Quevedo et al. 2017; Rosas et al. 2017), enfatizan la necesidad de concentrar mayores esfuerzos para su conservación. El huemul como especie símbolo presente en el escudo patrio, tiene el potencial de ser considerado una especie protagonista en el proceso de transición necesario (MA 2005) hacia una matriz productiva sustentable, compromiso ratificado por Chile (Convenio sobre la diversidad biológica 1992).

El mapa de hábitat para el huemul de Chile Central desarrollado muestra resultados acordes con los objetivos propuestos, proponiendo un marco conceptual para la construcción de MDEs que permite la proyección del patrón de la distribución en el tiempo y el espacio (Guisan y Thuiller 2005; Pearson et al. 2006; Elith et al. 2010; Franklin 2010) en función de factores ambientales susceptibles de manejo. Por el hecho de tratarse de un mapa que muestra información de interés

para conservación de forma espacialmente explícita, permite ser integrado con facilidad a instrumentos de planificación de diversa índole y escala.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aguayo, M., Pauchard, A., Azocar, G. y Parra, O. (2009). Land use change in the south central Chile at the end of the 20th century. Understanding the spatio-temporal dynamics of the landscape. Revista Chilena de Historia Natural, 82(3): 361-374.

Albers, C. (2012). Coberturas SIG para la enseñanza de la Geografía en Chile. <www.rulamahue.cl/mapoteca>. Bajadas en noviembre 2014. Universidad de La Frontera. Temuco.

Albon, S.D. & Langvatn, R. (1992). Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. Oikos 65, 502–513.

Altamirano, A., & Lara, A. (2010). Deforestation in temperate ecosystems of preAndean range of south-central Chile. Bosque, 31: 53-64.

Anderson, R. P., & Raza, A. (2010). The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus Nephelomys) in Venezuela. Journal of Biogeography, 37(7), 1378-1393.

Arauco 2012. Plan de conservación área de alto valor de conservación (AAVC) "Huemules de Ñuble".

Arauco 2016. Base de datos interna de registro de avistamientos de Huemul, AAVC Huemules de Ñuble, periodo 2012-2016. Sin publicar.

Armesto, J.J., Rozz, R., Smith-Ramírez, C. & M.T.K. Arroyo. (1998.) Conservation targets in South American temperate forests. Science 282: 1271-1272.

Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological modelling*, *200*(1), 1-19.

Bannister, J.R., O.J. Vidal, E. Teneb y V. Sandoval (2012). Latitudinal patterns and regionalization of plant diversity along a 4270-km gradient in continental Chile. Austral Ecology, 37: 500–509.

Battaglini, L., Bovolenta, S., Gusmeroli, F., Salvador, S., & Sturaro, E. (2014). Environmental sustainability of Alpine livestock farms. Italian Journal of Animal Science, 13(2), 3155.

Bleyhl, B., Sipko, T., Trepet, S., Bragina, E., Leitão, P. J., Radeloff, V. C., & Kuemmerle, T. (2015). Mapping seasonal European bison habitat in the Caucasus Mountains to identify potential reintroduction sites. Biological Conservation, 191, 83-92.

Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A. & Stone, C.J. (1984) Classification and Regression Trees. Wadsworth International Group, Belmont, CA, USA. Citado en Elith et al. 2008.

Broxton, P. D., Zeng, X., Sulla-Menashe, D., & Troch, P. A. (2014a). A global land cover climatology using MODIS data. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 53(6), 1593-1605.

Broxton, P. D., Zeng, X., Scheftic, W., & Troch, P. A. (2014b). A MODIS-based global 1-km Maximum Green Vegetation Fraction dataset. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 53(8), 1996-2004.

Cabrera, A. y Yepes, J. (1960) Mamíferos sudamericanos, 2nd edn. Ediar S.A., Editores, Buenos Aires, Argentina.

Cerda, J. 1992. Informe. Situación actual de la población de huemules en la cordillera de la VIII región. Convenio CONAF – KODAK, CONAF, Santiago. 57 pp.

Channell, R., & Lomolino, M. V. (2000). Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, *403*(6765), 84.

Chapin, F. S., III, P. A. Matson, and H. Mooney. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag, New York, USA.

Colomes, A. (1978). Biología y ecología del huemul chileno (*Hippocamelus bisulcus*). Estudio de sus hábitos alimentarios. Tesis para optar al grado de Licenciado en Agronomía. Facultad de Agronomía. Universidad de Chile.

CONAF (1985). Informe interno, Proyecto Huemul – VIII región, Periodo 1983-1985.

CONAF (2014). Actualización del conocimiento de la distribución de la metapoblación de huemules y amenazas en Chile Central. Aumen ONG, Informe final. Licitación ID: 2573-10-LE13.

CONAF (2015). Registros de presencia de huemul en el área de Nevados de Chillán. Material de trabajo facilitado por A. Hinojosa, Sección de Biodiversidad CONAF- Región del Biobío. Sin publicar.

CONAF (2016). Registros de presencia de huemul con cámaras trampa en el SNASPE Región del Biobío. Material de trabajo facilitado por A. Hinojosa, Sección de Biodiversidad CONAF- Región del Biobío. Sin publicar.

CONAF, SAG y CONAMA (2009). Plan Nacional de Conservación del Huemul (*Hippocamelus bisulcus*, Molina 1782) en Chile. 2008 – 2012. Taller Participativo para la Elaboración del Plan, Puerto Fuy, agosto de 2007. 50 pp.

Corti, P., H.U. Wittmer y M. Festa-bianchet (2010). Dynamics of a small population of endangered huemul deer (Hippocamelus bisulcus) in Chilean Patagonia. Journal of Mammalogy, 91(3): 690-697.

Danilkin, A.A., Darman, Y.A. & Minayev, A.N. (1992). The seasonal migrations of a Siberian roe deer population. Revue D Ecologie–La Terre Et La Vie 47, 231–243.

De Angelo, C., Paviolo, A.,Wiegand, T., Kanagaraj, R., Di Bitetti, M.S., 2013. Understanding species persistence for defining conservation actions: a management landscape for jaguars in the Atlantic forest. Biol. Conserv. 159, 422–433. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.021.

Debeljak, M., Dzeroski, S., Jerina, K., Kobler, A., Adamic, M. (2001). Habitat suitability modelling for red deer (Cervus elaphus L.) in South-central Slovenia with classification trees. Ecol. Modell. 138, 321–330.

Di Marco, M., Boitani, L., Mallon, D., Hoffmann, M., Iacucci, A., Meijaard, E., Visconti, P., Schipper, J., Rondinini, C., 2014. A retrospective evaluation of the global decline of carnivores and ungulates. Conserv. Biol. 28, 1109–1118. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12249.

Díaz, N.I. (1993). Changes in the range distribution of *Hippocamelus bisulcus* in Patagonia. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 58: 344-351.

Díaz, N.I., Prieto, A. y Bahamonde, G. (2007). Guanacos tímidos, huemules confiados: el límite occidental de los cazadores terrestres australes. Magallania 35(1):133-138.

Duncan, S.L., McComb, B.C., Johnson, K.N., 2010. Integrating ecological and social ranges of variability in conservation of biodiversity: past, present, and future. Ecol. Soc. 15, art.5.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. Biological Conservation 130: 481-494.

Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Coomes, D., & Rey-Benayas, J.M. (2012). How landscapes change: integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. Applied Geography 32: 822-831.

Elith, J. et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29:129–151.

Elith, J., J. R. Leathwick, and T. Hastie. 2008. A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology 77:802–813.

Elith, J. y Graham, C.H. (2009). Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. Ecography 32: 66-77.

Elith, J. y Leathwick, J.R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40: 677–697.

Elith, J., Kearney, M. & Phillips, S. (2010) The art of modelling range-shifting species. Methods in Ecology and Evolution, 1, 330–342.

Elith, J. et al. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Divers. Distrib. 17: 43–57.

Farina, A. 1998. Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall, London, UK.

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology.

Flueck, W.T. y Smith-Flueck, J.A.M. (2008). Age-independent osteopathology in skeletons of a south american cervid, the patagonian huemul (*Hippocamelus bisulcus*). Journal of Wildlife Diseases, 44(3): 636-648.

Forestal Mininco 2013. Monitoreo de huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en el bosque de alto valor de conservación (BAVC) "Rucamanqui". Informe final año 2013.

Forestal Mininco 2016. Registro de datos presencia/ausencia huemul 2013 - 1° Semestre 2016 en el Bosque de Alto Valor de Conservación (BAVC) Rucamanqui de Forestal Mininco. Sin publicar.

Franklin, J. (2009). Mapping species distributions. Spatial inference and prediction. Ecology, Biodiversity and Conservation Series. Cambridge University Press. 340 pp.

Franklin, J. (2010). Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. Diversity and Distributions, 16(3), 321-330.

Frid, A. (2001). Habitat use by the endangered huemul (*Hippocamelus bisculcus*): cattle, snow, and the problem of multiple causes. *Biological Conservation* 100: 261-267.

Gill, R., Saucedo, C., Aldridge, D. and Morgan, G. (2008). Ranging behavior of huemul in relation to habitat and landscape. *Journal of Zoology (London)* 274: 254-260.

Gobierno Regional del Bío Bío (GORE-Biobío) 2013. Plan Regional de Ordenamiento Territorial PROT, Región del Bío Bío. División de Planificación y Desarrollo Regional.

Gobierno Regional del Bío Bío (GORE-Biobío) 2015. Estrategia Regional de Desarrollo ERD 2015-2030. División de Planificación y Desarrollo Regional.

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I.T., Regan, T.J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T.G., Rhodes, J.R., Maggini, R., Setterfield, S.A., Elith, J., Schwartz, M.W., Wintle, B.A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M.R., Possingham, H.P. y Buckley, Y.M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. Ecology Letters 16(12): 1424-1435.

Hall, L. S., P. R. Krausman, and M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. Wildlife Society Bulletin 25:173–182.

Haddad, N. M. et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, *1*(2), e1500052.

Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. Nature 396: 41-49.

Hanski, I., & Gilpin, M. (1991). Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological journal of the Linnean Society*, *42*(1-2), 3-16.

Harrison, S. (1991). Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. In Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations (pp. 73-88).

Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R., & Lambin, E. F. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. Applied Geography, 75, 71-82.

Hijmans, R. J., Cheng, J., Mattiuzzi, M., Sumner, M. Greenberg, J.A., Lamigueiro, O.P., Bevan, A., Racine, E.B., Shortridge, A. & Van Etten, J. (2016). raster: Geographic data analysis and modeling. R package version 2.5-8. *URL http://CRAN. R-project. org/package= raster. [accessed 31 May 2016]*.

Hijmans, R.J, Elith, J. 2016. Species distribution modeling with R. Version June 15, 2016. Descargado de <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/sdm.pdf> el 07de octubre de 2016.

Hinojosa A. & E. Ramírez. 2014. Arriba en la Cordillera: Historia y visiones de la Reserva Nacional Ñuble y los esfuerzos para la conservación del huemul. Corporación Nacional Forestal. Región del Biobío: 142 pp.

Hinojosa, A. y R. López. 2014. Estado actual del conocimiento del huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en Chile. Biodiversidata Boletín N°2, ISSN 0719-4846, 53-76.

Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D., & Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. Ecology, 83(7), 2027-2036.

Hoffmann, M., Belant, J.L., Chanson, J.S., Cox, N.A., Lamoreux, J., Rodrigues, A.S.L., Schipper, J., Stuart, S.N. 2011. The changing fates of the world's mammals. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 366, 2598–2610. http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2011.0116.

Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H.; Symstad, A.J., Vandermeer, J. y Wardle, D.A. (2005). Effects of Biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75(1): 3-35.

IUCN (2013). IUCN Red List of Threatened Species v. 2013.2 <http://www.iucnredlist.org> [accessed 6 July 2014].

Jiménez, J., Guineo, G., Corti, P, Smith, J.A., Flueck, W., Vila, A., Gizejewski, Z., Gill, R., McShea, B. & Geist, V. 2008. *Hippocamelus bisulcus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Descargado el 19 de Diciembre de 2014.

Kanagaraj, R., Wiegand, T., Kramer-Schadt, S., Anwar, M., Goyal, S.P., 2011. Assessing habitat suitability for tiger in the fragmented Terai Arc Landscape of India and Nepal. Ecography 34, 970–981. http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06482.x.

Kearney, M., & Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. Ecology letters, 12(4), 334-350.

Kulakowski, D., Seidl, R., Holeksa, J., Kuuluvainen, T., Nagel, T. A., Panayotov, M., ... & Wohlgemuth, T. (2017). A walk on the wild side: disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. Forest ecology and management, 388, 120-131.

Lara, A., Solari, M. E., Prieto, M., & Peña, M. P. (2012). Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°-43°-30' S). Bosque, 33(1): 13-23.

Landres, P.R., Morgand, P., Swanson, F.J., 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. Ecol. Appl. 9, 1179–1188.

Ley 19300 (1994). Aprueba Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente, Ministerio Secretaría General de La Presidencia. Última versión de 01 de Junio de 2016.

Ley General de Urbanismo y Construcciones (1976). Ministerio de Vivienda y Urbanismo. Decreto con Fuerza de Ley N° 458 actualizado por la Ley N° 21.014 de 2017.

Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. Journal of biogeography, 40(4), 778-789.

Livezey, K.B. (1991). Home range, habitat use, disturbance, and mortality of Columbian black-tailed deer in Mendocino National Forest. California Fish Game 77, 201–209.

Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., & Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global ecology and Biogeography*, *17*(2), 145-151.

López, R. 1994. Estudio de la situación actual de la población de huemules en la cordillera de la VIII región del Bío Bío, Chile. (noviembre de 1993 a mayo de 1994). Informe, CONAF Gerencia Técnica, Depto. de Patrimonio Silvestre, Concepción, Chile.

López, R. 2010. Informe Corredor Biológico Nevados de Chillán – Laguna del Laja: Ayudando a conservar la biodiversidad y el huemul. Reporte sobre la Meta-Population of Huemuls (Hippocamelus bisulcus) de la zona norte de Los Nevados de Chillán. Comité Nacional Pro Defensa de la Fauna y Flora (CODEFF) y Sociedad Zoológica de Frankfurt (FZS). Concepción, Chile.

López, R., A. Serret, R. Faúndez y G. Palé. (1998). Estado del conocimiento actual de la distribución del Huemul (*Hippocamelus bisulcus*, Cervidae) en Argentina y Chile. FVSA, WWF y CODEFF. 32 pp y mapas.

López, R., A. Hinojosa, E.S. Corales, R. Faúndez y V. Maldonado (2005). Estudio del Huemul en Nevados de Chillán – Laguna de la Laja, Chile Central. Monitoreo y Gestión para la Conservación de las Poblaciones de Huemul en Áreas Protegidas y Tierras de Propiedad Privada. CODEFF y FZS.

Luebert, F. y Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria, 316 pp.

[MA] Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Mountain Systems. Island Press. 681-716.

Mackey, B.G. y Lindenmayer, D.B. (2001). Towards a hierarchical framework for modeling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography*, 28, 1147–1166.

Marín, C., Varas, V., Vila, A., López, R., Orozco-terWengel, P. y Corti, P. (2013). Refugia in Patagonian fjords and the Eastern Andes during the Last Glacial Maximum revealed by huemul (*Hippocamelus bisulcus*) phylogeographical patterns and genetic diversity. Journal of Biogeography, 40(12), 2285-2298.

Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.-Y., Naves, J., Allaine, D., Swenson, J.E., 2012. Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data. J. Appl. Ecol. 49, 621–631. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02139.x.

Merow, C., Smith, M.J., Silander, J.A., 2013. A practical guide to Maxent for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. Ecography 36, 1058–1069. http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x.

Millar, C. Stephenson, N. and Stephens, S. (2007). Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. Ecological Applications, 17(8), 2007, pp. 2145–2151

Ministerio de Agricultura (MINAGRI). (2006). Declara Monumento Natural a las especies de fauna silvestre huemul, chinchilla costina, chinchilla cordillerana, cóndor, picaflor de Arica y picaflor de Juan Fernández. Decreto 2.

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F., Lara, A. (2015). Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. Applied Geography, 60: 20-28.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403: 853-858.

Naimi, B., & Araújo, M. B. (2016). sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. Ecography, 39(4), 368-375.

Naveh, Z. (2000). What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and urban planning*, *50*(1), 7-26.

Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E., Delibes, M., 2003. Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in Northern Spain. Conserv. Biol. 17, 1276–1289. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02144.x.

Pearson, R.G. y Dawson, T.P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. Global Ecology & Biogeography, 12: 361–371.

Pearson, R. G., Dawson, T. P., & Liu, C. (2004). Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. Ecography, 27(3), 285-298.

Pearson, R.G., Thuiller, W., Arau´ jo, M.B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T.P. & Lees, D.C. (2006) Model-based uncertainty in species range prediction. Journal of Biogeography, 33, 1704–1711.

Pereira, H., Leadley, P., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J., Fernandez-Manjarres, J., et al. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. Science, 330(6010): 1496-1501.

Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martinez-Meyer, E., Nakamura, M. et al. (2011). Ecological Niches and Geographic Distributions. Princeton University Press, Princeton, USA.

Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jędrzejewska, B., Lima, M., & Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. Climate Research, 46(1), 15-27.

Pfanzelt, S., J. Grau y R. Rodríguez (2008). A vegetation map of Nevados de Chillan volcanic complex, Bio-bio Region, Chile. Gayana Bot. 65(2): 209-219.

Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190:231–259.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E. and Blair, M. E. 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. – Ecography 40: 001–007 (ver. 3.4.1).

Phillips, S. J., and M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31:161–175.

Povilitis, A., 1979. The Chilean huemul project (1975-76): huemul ecology and conservation. Ph.D. Thesis. Colorado State University, Fort Collins. 178 pp.

Povilitis, A. (1998). Characteristics and conservation of a fragmented population of huemul *Hippocamelus bisulcus* in central Chile. Biological Conservation, 86, 97‑104.

Povilitis, A. (2002). El estado actual del huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en Chile Central. Gayana 66(1): 59-68.

Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. The American Naturalist 132:652–661.

Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. Ecology letters, 3(4), 349-361.

QGIS Development Team, 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL http://qgis.osgeo.org.

Quevedo, P., von Hardenberg, A., Pastore, H., Álvarez, J., & Corti, P. (2017). Predicting the potential distribution of the Endangered huemul deer Hippocamelus bisulcus in North Patagonia. *Oryx*, *51*(2), 315-323.

R Development Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL http://www.R-project.org.

Radeloff, V.C., Pidgeon, A.M. y Hostert, P. (1999). Habitat population modelling of roe deer using an interactive geographic information system. Ecol. Modell. 114, 287–304.

Radeloff, V.C. et al. 2015. The rise of novelty in ecosystems. Ecol. Appl. 25, 2051–2068.

Radosavljevic, A., & Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of biogeography*, *41*(4), 629-643.

Redford, K.H. y Eisenberg, J.F. (1992). *Mammals of the Neotropics, The Southern Cone: Chile, Argentina,Uruguay, Paraguay*. University of Chicago Press, Chicago, USA.

Ridgeway, G. (2017) Generalized boosted regression models. Documentation on the R Package 'gbm', version 2.1.3. http://cran.r-project.org/web/packages/gmb/gmb.pdf. Accessed June 2017.

Ripple, W. J., & Beschta, R. L. (2012). Trophic cascades in Yellowstone: The first 15years after wolf reintroduction. Biological Conservation, 145(1), 205-213.

Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M.W., Kerley, G.I.H., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Malhi, Y., Painter, L.E., Sandom, C.J., Terborgh, J., Van Valkenburgh, B., 2015. Collapse of the world's largest herbivores. Sci. Adv. 1. http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1400103 (e1400103–e1400103).

Rodríguez, R., J. Grau, C. Baeza y A. Davies. (2008). Lista comentada de las plantas vasculares de los Nevados de Chillán, Chile. Gayana Botánica 65(2): 153-197.

Rosas, Y. M., Peri, P. L., Herrera, A. H., Pastore, H., & Pastur, G. M. (2017). Modeling of potential habitat suitability of Hippocamelus bisulcus: effectiveness of a protected areas network in Southern Patagonia. *Ecological Processes*, *6*(1), 28.

San Martín, P. (2014). Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán – Laguna del Laja: de la amenaza de la extinción al desarrollo sustentable. En: A Moreira-Muñoz & A Borsdorf (eds.) Reservas de la Biosfera de Chile: Laboratorios para la Sustentabilidad. Academia de Ciencias Austriaca, Pontificia Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía, Santiago, serie Geolibros 17: 146–160.

Sandvig, E. M., Espinaze, M., Marín-Vial, P., & Corti, P. (2016). Assessing productive lands as viable habitat for huemul in patagonia. The Journal of Wildlife Management, 80(3), 573-578.

Schapire, R. (2003) The boosting approach to machine learning – an overview. MSRI Workshop on Nonlinear Estimation and Classification, 2002 (eds D.D. Denison, M. H. Hansen, C. Holmes, B. Mallick & B. Yu). Springer, New York.

Seidl, R., 2014. The shape of ecosystem management to come: anticipating risks and fostering resilience. Bioscience 64, 1159–1169.

Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). 2016. Informe programa de vigilancia en campos de pastoreo cordillerano temporada 2015 – 2016. Subdepartamento vigilancia y control de enfermedades, Departamento de sanidad animal, División de protección pecuaria, SAG Biobío.

Shafer, A.B.A., Cote, S.D. & Coltman, D.W. (2011) Hot spots of genetic diversity descended from multiple Pleistocene refugia in an alpine ungulate. Evolution, 65, 125–138.

Simonetti, J.A. (1995). Wildlife Conservation Outside Parks Is a Disease-Mediated Task. Conservation Biology 9(2): 454-456.

Sistema de Información Territorial - CONAF (SIT-CONAF). 2017. 'areas_silvestres_protegidas_2016.shp'. Capa digital de Áreas Silvestres Protegidas de carácter referencial, ya que está construida mediante interpretaciones territoriales de los respectivos decretos supremos de creación. <http://sit.conaf.cl>. Descargada el 28 de Agosto de 2017.

Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. Ecology Letters 10:1115–1123.

Stoner DC, Sexton JO, Nagol J, Bernales HH, Edwards TC, Jr. (2016) Ungulate Reproductive Parameters Track Satellite Observations of Plant Phenology across Latitude and Climatological Regimes. PLoS ONE 11(2): e0148780. doi:10.1371/journal.pone.0148780

Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, *240*(4857), 1285-1293.

Townshend, J. R. G., 1992: Improved global data for land applications: A proposal for a new high resolution data set. Royal Swedish Academy of Sciences IGBP Rep. 20, 87 pp.

Unidad de Gestión de Información Territorial - Gobierno Regional del Biobío (UGIT-GORE-Biobío). 2017. 'Zonificación Reserva Biosfera.kmz'. Capa con la zonificación de la Reserva de Biósfera "Corredor Biológico Nevados de Chillán". <http://ugit.gorebiobio.cl/?page_id=53>. Descargada el 28 de Agosto de 2017.

Vila, A. R., López, R., Pastore, H., Faúndez, R. and Serret, A. (2006). Current distribution and conservation of the huemul (*Hippocamelus bisulcus*) in Argentina and Chile. *Mastozoología Neotropical* 13(2): 263-260.

Villagrán, C. y L.F. Hinojosa (1997). Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico. Revista Chilena de Historia Natural 70: 241-267.

Vospernik, S. y Reimoser, S. (2008). Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. Forest Ecology and Management 255: 530-545.

Warren, D. L., Wright, A. N., Seifert, S. N., & Shaffer, H. B. (2014). Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by 90 California vertebrate species of concern. Diversity and distributions, 20(3), 334-343.

Wildlife Conservation Society - WCS, and Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University. 2005. Last of the Wild Project, Version 2, 2005 (LWP-2): Global Human Influence Index (HII) Dataset (Geographic). Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). http://dx.doi.org/10.7927/H4BP00QC. Descargado el 30 de Junio de 2017.

Wilson, M. F., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, J. C., & Grehan, A. J. (2007). Multiscale terrain analysis of multibeam bathymetry data for habitat mapping on the continental slope. Marine Geodesy, 30(1-2), 3-35.

Wittmer, H.K., Elbroch, L.M. y Marshall, A.J. (2013). Good intentions gone wrong: did conservation management threaten Endangered huemul deer *Hippocamelus bisulcus* in the future Patagonia National Park?. Oryx 47(3) 393-402.

Zhao, Y. et al. (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. Remote Sensing of Environment, 183, 170-185.

Zhou, S., Zhang, M., 2011. An integrated analysis into the causes of ungulatemortality in the Wanda Mountains (Heilongjiang Province, China) and an evaluation of habitat quality. Biol. Conserv. 144, 2517–2523. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.007.

Zonneveld, I.S., 1982. Land(scape) ecology, a science or a state of mind. In: Tjallingii, S.P., de Veer, A.A. (Eds.), Perspectives in Landscape Ecology. Pudoc, Wageningen, Netherlands, pp. 9-16.

A. ANEXOS

A.1. Análisis de presencias/ausencias disponibles

A.1.1. CONAF (2014)

CONAF (2014) resumió en 56 puntos georreferenciados la presencia actual e histórica del huemul para el área de estudio, correspondientes a sitios de hábitat de huemul muestreados entre 1920 y 2013 por diversos autores. De estos sitios, sólo 26 presentan presencia actual confirmada de la especie (periodo 2009-2013) y los 30 restantes se consideran como presencia histórica con ausencia confirmada en prospecciones posteriores (Fig. 1A). Se realizó un análisis de distancias entre registros (Tabla A1) para eliminar aquellos puntos que estuvieran a una distancia <3km entre sí, de tal forma de evitar autocorrelación espacial en la calibración de los modelos.

Tabla A1. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de CONAF (2014).

Estadística	Valor	Unidad
Mean Average	4858	m
Minimum	1311	m
Maximum	15461	m
Standard Deviation	2557	m
Total puntos	56	u
Total puntos no repetidos	56	u

A.1.2. CONAF (2015)

Ana Hinojosa, jefa de la Sección de Diversidad Biológica de CONAF Región del Biobío y actual coordinadora del Plan Nacional de Conservación del Huemul (CONAF et al. 2009), trabaja en la recopilación de todos los datos disponibles sobre registros del huemul en Chile Central, históricos y hasta el presente. Esa información se ha puesto a disposición para el desarrollo de este proyecto de grado, y se compone de 54 puntos georreferenciados. Cada punto se corresponde con un sitio de hábitat que ha sido muestreado (prospecciones) en reiteradas ocasiones, con excepción de los denominados “históricos”, que al no ser registros derivados de prospecciones en terreno no fueron considerados en las modelaciones. Los registros se encuentran clasificados por el autor de acuerdo a la calidad y frecuencia de cada registro, en seis categorías:

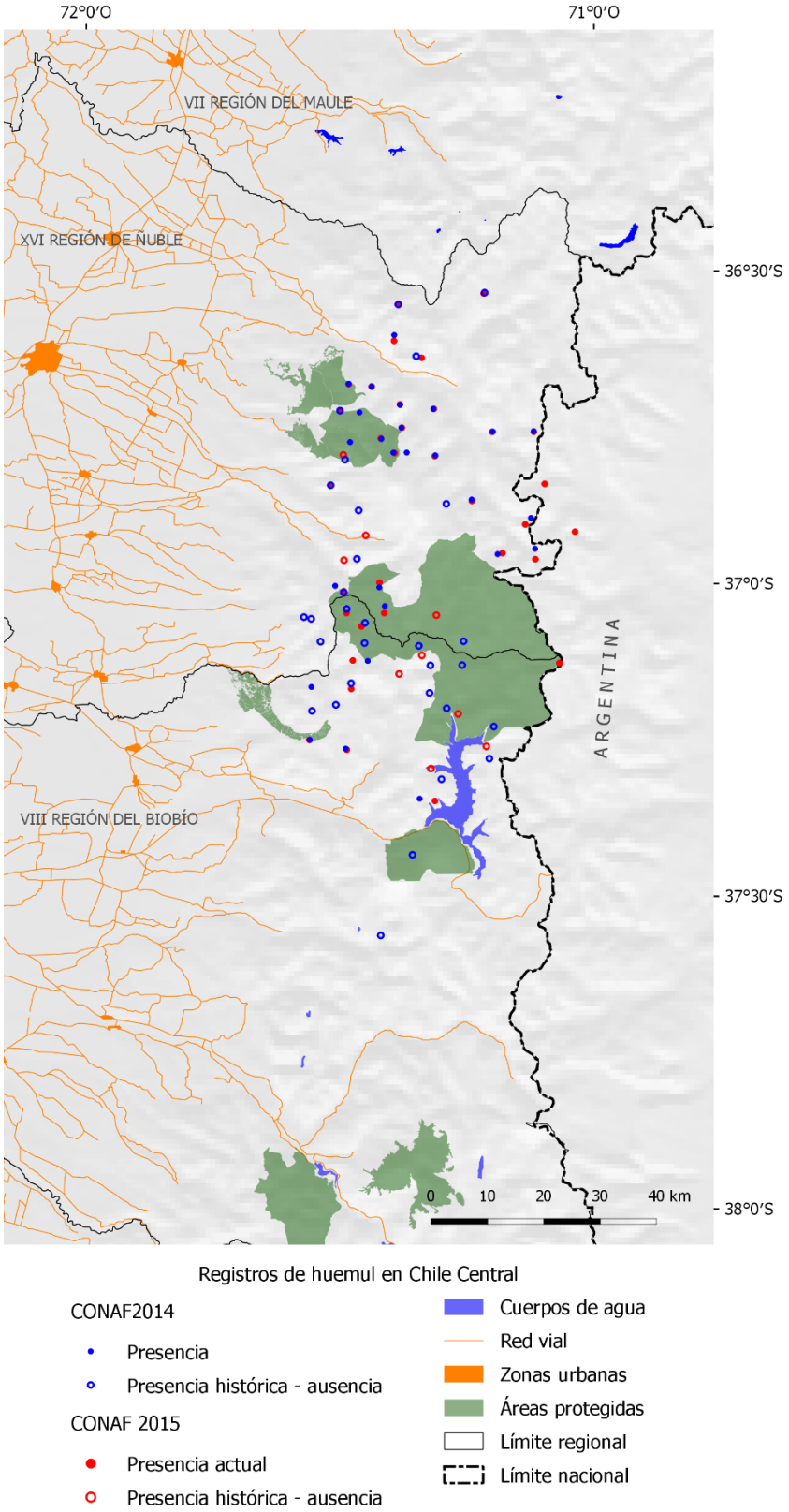


Figura A1. Registros de presencia actual e histórica del huemul en Chile Central (CONAF 2014 y 2015) (construido a partir de capas elaboradas por Albers 2012; SIT-CONAF 2017; UGIT-GORE-Biobío 2017).

1. Presencia actual (15 registros): registro documentado de presencia de dos o más ejemplares al mismo tiempo, cuya antigüedad no supera los 3 años.
2. Presencia probable (12 registros): último registro documentado de presencia de uno o más huemules supera los 3 años de antigüedad, pero es inferior a los 6 años.
3. Dispersión (9 registros): registro documentado de la especie sólo para ejemplares machos solitarios.
4. Probablemente extinto (4 registros): último registro documentado de presencia de uno o más huemules, mayor a los 6 años de antigüedad y cuenta con por lo menos 2 registros posteriores de ausencia de la especie en años distintos.
5. Presencia extinta (6 registros): registro documentado de presencia de uno o más huemules, mayor a 10 años de antigüedad y cuenta con por lo menos 3 registros posteriores de ausencia de la especie en años distintos.
6. Presencia histórica (8 registros): registro de presencia de huemules mayor a 30 años de antigüedad, pudiendo ser bibliográfica, por toponimia o conocimiento de gente local (no considerados en las modelaciones).

Para los efectos del MDE manejable fueron considerados como presencia (2009 a 2015) los registros clasificados del 1 al 3 (36 registros) y como ausencias los registros clasificados 4 y 5 (10 registros) (Fig. A1). Se repitió el análisis de distancias entre registros (Tabla A2) para eliminar aquellos puntos que estuvieran a una distancia <3km entre sí.

Tabla A2. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de CONAF (2015).

Estadística	Valor	Unidad
Mean Average	8906	m
Minimum	2181	m
Maximum	58089	m
Standard Deviation	10403	m
Total puntos	54	u
Total puntos no repetidos	54	u

A.1.3. Monitoreo y cámaras trampa periodo 2012 a 2016

Desde el año 2012 se dispone de registros de huemul con cámaras trampa y monitoreos asociados. Estos datos, para el periodo 2012-2016, han sido puestos a disposición para el desarrollo de este proyecto de grado y provienen de tres fuentes que se detallan a continuación. En total son 268, de los cuales 178 son puntos no repetidos, que son los que interesan en este trabajo. Las Tablas A3, A4, A5, A6 y A7 muestran las distancias entre registros para cada caso.

(i) Arauco (2016): correspondientes al plan de manejo que Forestal Arauco lleva en el Área de Alto Valor de Conservación (AAVC): Huemules de Ñuble (Arauco 2012).

Tabla A3. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de Arauco (2016).

Estadística	Valor	Unidad
Mean Average	451	m
Minimum	4	m
Maximum	11934	m
Standard Deviation	1391	m
Total puntos	76	u
Puntos no repetidos	18	u

(ii) F. Mininco (2016): correspondientes al plan de manejo que Forestal Mininco lleva en el Bosque de Alto Valor de Conservación (BAVC): Rucamanqui (Forestal Mininco 2013).

Tabla A4. Resultado de *Minimum Distance Analisys* (QGIS 2.8) para los registros de F.Mininco (2016).

Estadística	Valor	Unidad
Mean Average	127	m
Minimum	9	m
Maximum	686	m
Standard Deviation	132	m
Total puntos	39	u
Puntos no repetidos	14	u

(iii) CONAF (2016): correspondientes al plan de manejo que CONAF lleva en el Sistema de Áreas Protegidas de Estado (SNASPE) de la VIII Región del Biobío y la XVI Región del Ñuble: Parque Nacional Laguna del Laja (PNLL), Reserva Nacional Ñuble (RNÑ), Reserva Nacional Huemules de Niblinto (RNHN), y Santuario de la Naturaleza Huemules de Niblinto (SNHN).

Tabla A5. PNLL (CONAF 2016) Minimum Distance Analisys

NAME	*VALUE*	Unidad
Mean Average	966	m
Minimum	771	m
Maximum	1190	m
Standard Deviation	196	m
Total puntos	4	u
Puntos no repetidos	4	u

Tabla A6. RNÑ (CONAF 2016) Minimum Distance Analisys

NAME	*VALUE*	Unidad
Mean Average	326	m
Minimum	4	m
Maximum	1736	m
Standard Deviation	360	m
Total puntos	125	u
Puntos no repetidos	118	u

Tabla A7. RN y SNHN (CONAF 2016) Minimum Distance Analisys

NAME	*VALUE*	Unidad
Mean Average	632	m
Minimum	180	m
Maximum	2466	m
Standard Deviation	583	m
Total puntos	24	u
Puntos no repetidos	24	u

Estos datos no han sido ocupados para la modelación en este proyecto de grado debido a su agregación y escala espacial (Fig. A3). Son datos que tienen información valiosa para el desarrollo de investigación sobre la dinámica poblacional de la especie, tales como: género, grupo etario, estacionalidad y potenciales depredadores. Para el presente proyecto de grado fueron ocupados como registros de evaluación independiente del mapa de hábitat, con la ventaja de que se trata de datos independientes tanto de la calibración de los modelos como de los muestreos ocupados en la modelación (Peterson et al. 2011).

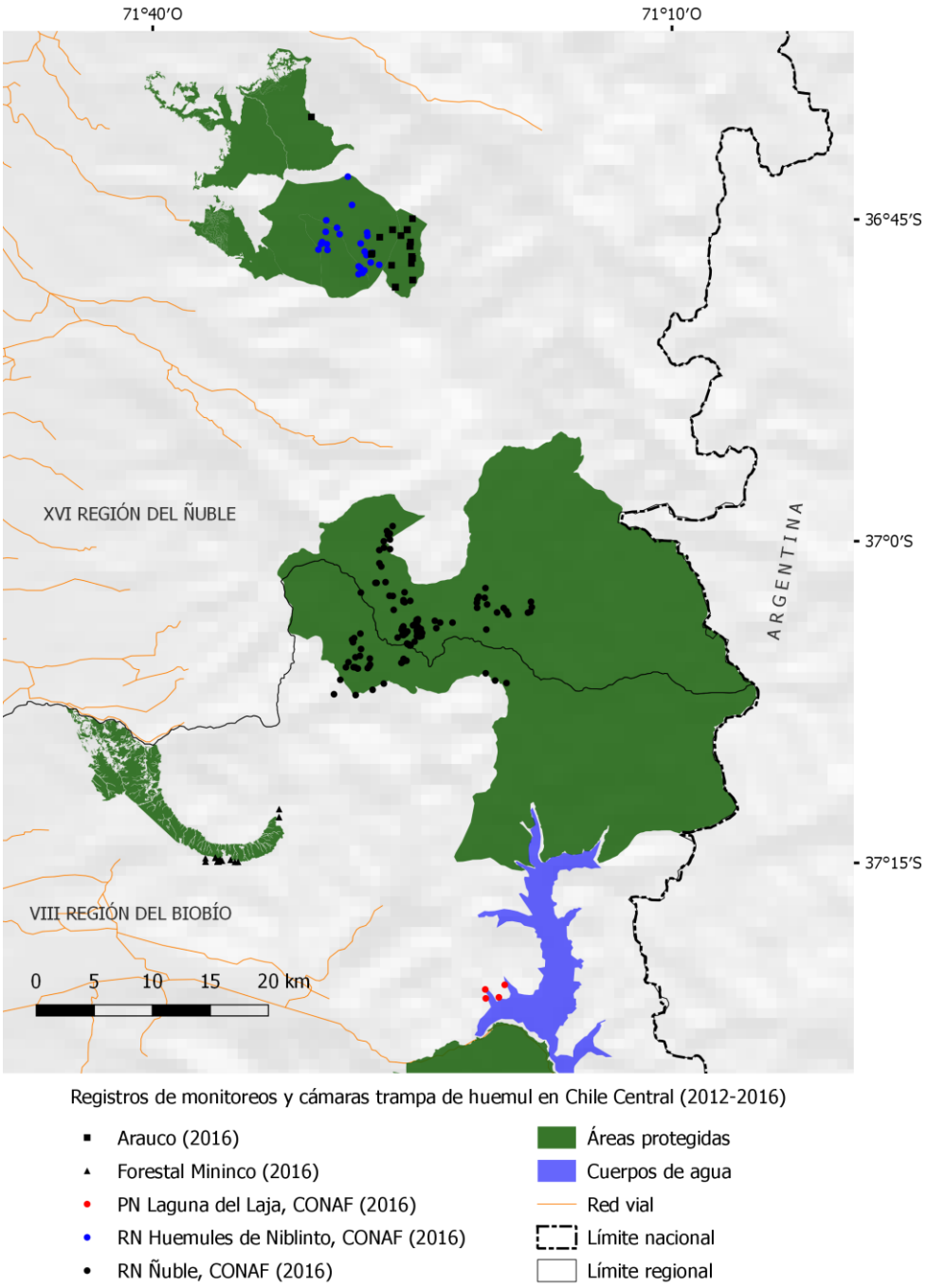


Figura A2. Registros de presencia del huemul en Chile Central entre 2012 y 2016, datos de monitoreos y cámaras trampa (Arauco 2016; F. Mininco 2016; CONAF 2016) (construido a partir de capas elaboradas por Albers 2012; SIT-CONAF 2017; UGIT-GORE-Biobío 2017).

A.2. Modelaciones con algoritmos MDE

A.2.1. Preselección de algoritmos MDE

Se corrieron 13 modelos, 11 de ellos exitosos, con sus configuraciones por defecto, como primer acercamiento a los diferentes algoritmos de MDE, ocupando el paquete 'sdm' de R (Naimi y Araújo 2016). La Fig. A4 muestra un resumen de las 13 modelaciones y sus estadísticas respectivas, y la Fig. A5 muestra la proyección de los modelos exitosos en el área de estudio. Se observan diferencias considerables entre cada modelo, tanto en las formas proyectadas como en las escalas de medición de los resultados. Comprender el funcionamiento de cada algoritmo para obtener los resultados esperados es una tarea que escapa al ámbito de este trabajo.

```
#################################################################
model performance (per species), using test dataset (generated using partitioning):
--------------------------------------------------------------------------------

 ## species   :  h2014
=========================

methods    :     AUC     |     COR     |     TSS     |     Deviance
-------------------------------------------------------------------------
brt        :     0.9     |     0.4     |     0.71    |     0.32
cart       :     0.86    |     0.56    |     0.65    |     0.39
fda        :     NaN     |     NaN     |     NaN     |     NaN
glm        :     0.93    |     0.61    |     0.89    |     0.41     |
gam        :     0.96    |     0.75    |     0.91    |     1.26
glmnet     :     0.96    |     0.29    |     0.87    |     0.57
mars       :     1       |     0.99    |     1       |     0
maxent     :     0.97    |     0.68    |     0.89    |     0.18
maxlike    :     0.73    |     0.27    |     0.62    |     7.69
mda        :     NaN     |     NaN     |     NaN     |     NaN
rf         :     0.96    |     0.66    |     0.84    |     0.22
rpart      :     0.86    |     0.55    |     0.65    |     0.4
svm        :     0.92    |     0.63    |     0.86    |     0.28
>
```

Figura A3. Resumen del resultado de modelación para 13 algoritmos MDE usando el paquete 'sdm' de R (Naimi y Araújo 2016).

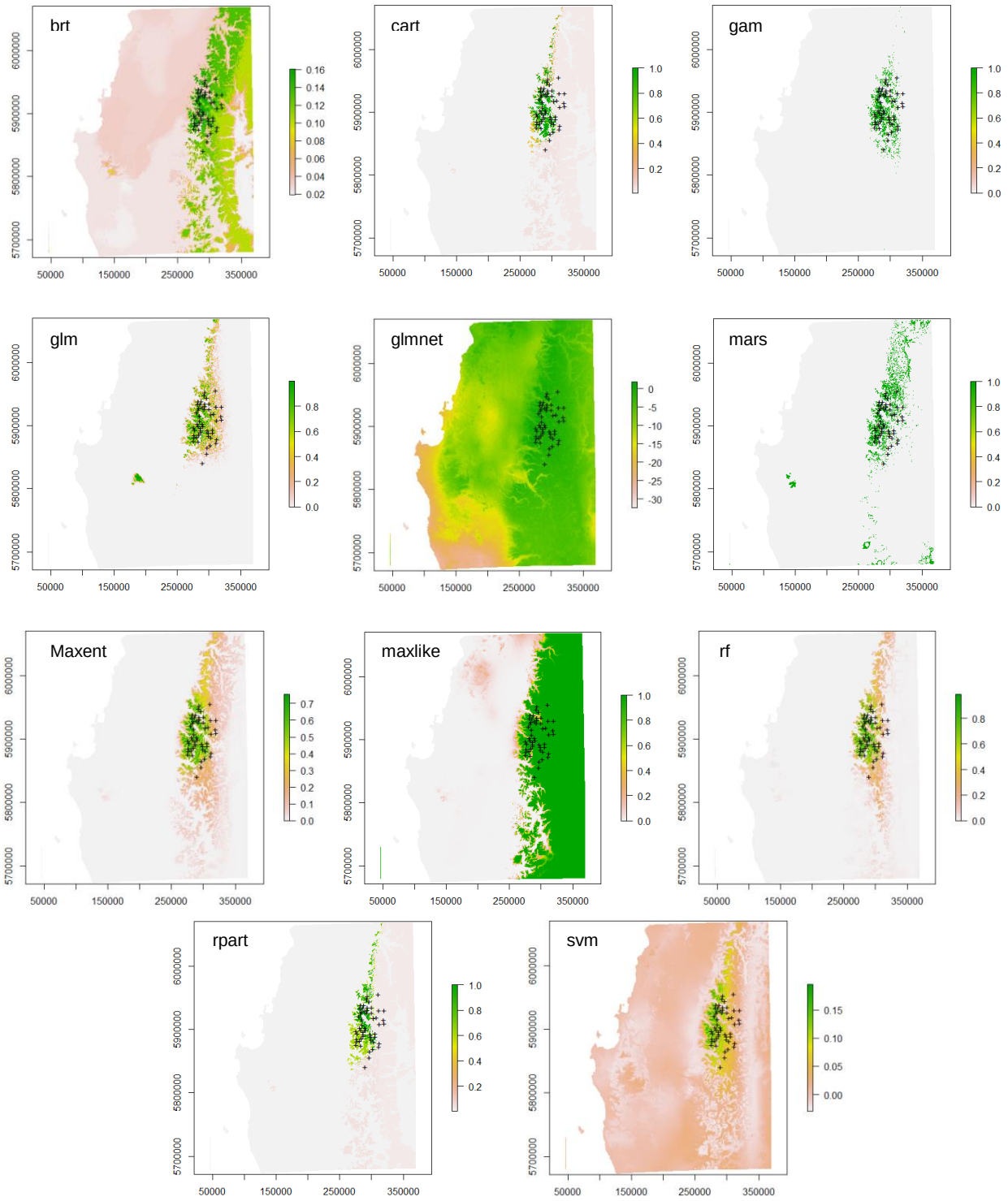


Figura A4. Proyección en el área de estudio de los 11 algoritmos exitosos usando el paquete 'sdm' de R (Naimi y Araújo 2016).

A.2.2. Autocorrelación espacial en los registros de la especie

Para eliminar la autocorrelación espacial dada por distancias reducidas entre los registros (Anderson y Raza 2010; Phillips et al. 2017), además del criterio de una distancia <3km, se examinaron los valores que toman los registros para la variable con mayor contribución al modelo, que en este caso fue la precipitación anual, y se eliminaron aquellos pares más cercanos al valor promedio (Fig. A5 y Tablas A8, A9 y A10).

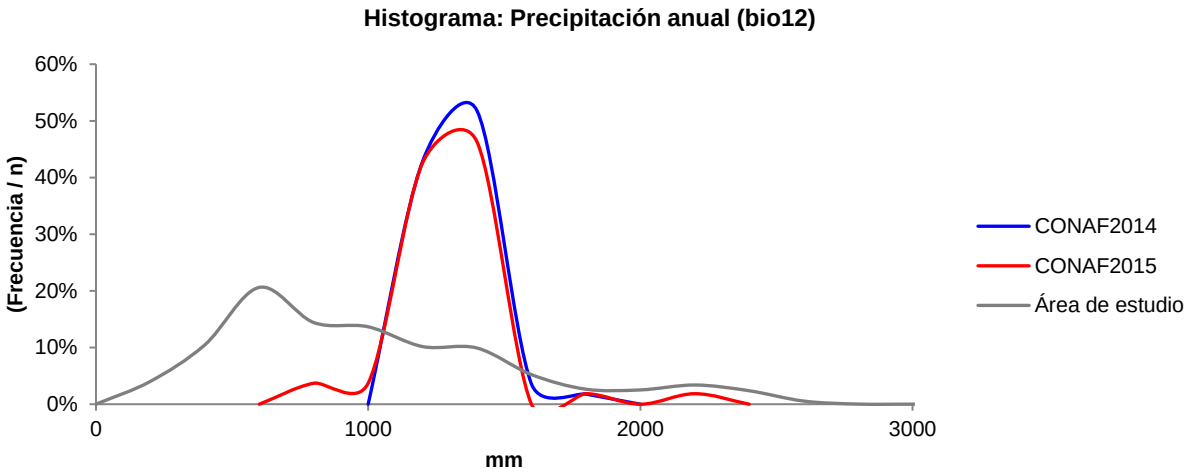


Figura A5. Histograma de la variable 'Precipitación anual (bio12)' (mm) para el área de estudio y para los registros de huemul de CONAF (2014 y 2015).

Tabla A8. Estadísticas de registros de huemul para la variable 'Precipitación anual (bio12)' (mm).

Valor	CONAF2014	CONAF2015
mínimo	1046	751
máximo	1637	2161
promedio	1228.14	1201.19
desviación estándar	104.98	198.01

Tabla A9. Eliminación de pares de sitios de acuerdo a su cercanía al promedio de la variable bio12 para CONAF (2014).

Pares de sitios en un radio < 3km	bio12 (mm)	distancia al promedio
10. Estero Las Corrientes	1165	63.14
14. AAVC Huemules de Ñuble: El Hoyo - Arroyo Huemules	1245	16.86
27. Cajón El Potro	1332	103.86
47. Río Diguillín (Cerro Laguna - Los Nalcales - El Rodeo)	1270	41.86
30. Río Trilaleo	1320	91.86
31. Río Las Mulas	1313	84.86

Se eliminan los pares marcados con color rojo.

Tabla A10. Eliminación de pares de sitios de acuerdo a su cercanía al promedio de la variable bio12 para CONAF (2015).

Pares de sitios en un radio < 3km	bio12 (mm)	distancia al promedio
FID 7	1247	45.81
FID 51	1288	86.81
FID 9	1245	43.81
FID 45	1165	36.19
FID 3	1343	141.81
FID 4	1310	108.81
FID 18	1309	107.81
FID 53	1281	79.81

Se eliminan los pares marcados con color rojo.

A.2.3. Eligiendo el mejor modelo Maxent

La versión 3.4.1. de Maxent (Phillips et al. 2017) permite personalizar una diversidad de parámetros para adecuar las modelaciones a los resultados requeridos según cada caso (Elith et al. 2011; Merow et al. 2013). Para seleccionar los modelos Maxent se investigaron tres parámetros: las funciones características (*features*), la cantidad de puntos de fondo (*background*) y el factor de regularización β y (Phillips y Dúdik 2008; Merow et al. 2013; Phillips et al. 2017).

Las funciones características que maneja la versión 3.4.1. son cinco: *linear* (l), *quadratic* (q), *product* (p), threshold (t) y *hinge* (h). Estas se refieren a los tipos de relaciones que permite el algoritmo entre variables ambientales, y se pueden ocupar de forma individual o mezclando aquellas que sean de interés. Se realizaron diversas combinaciones y se optó por usar sólo *hinge*, que además de presentar las mejores evaluaciones implica un modelo relativamente simple (Phillips y Dúdik 2008; Phillips et al. 2017).

La cantidad de puntos de fondo determina la representatividad del área de estudio contra la que Maxent contrasta las presencias (Phillips 2006; Merow et al. 2013). Se evaluaron sucesivos modelos variando sistemáticamente la cantidad de puntos de fondo y se seleccionó el modelo con 5000 puntos de acuerdo a las evaluaciones (Fig. A6) y evaluaciones de las proyecciones en el área de estudio. Esta, además de determinar el tiempo necesario para correr el algoritmo, infiere en el sobreajuste o representatividad extrapolable del resultado (Fig. A7).

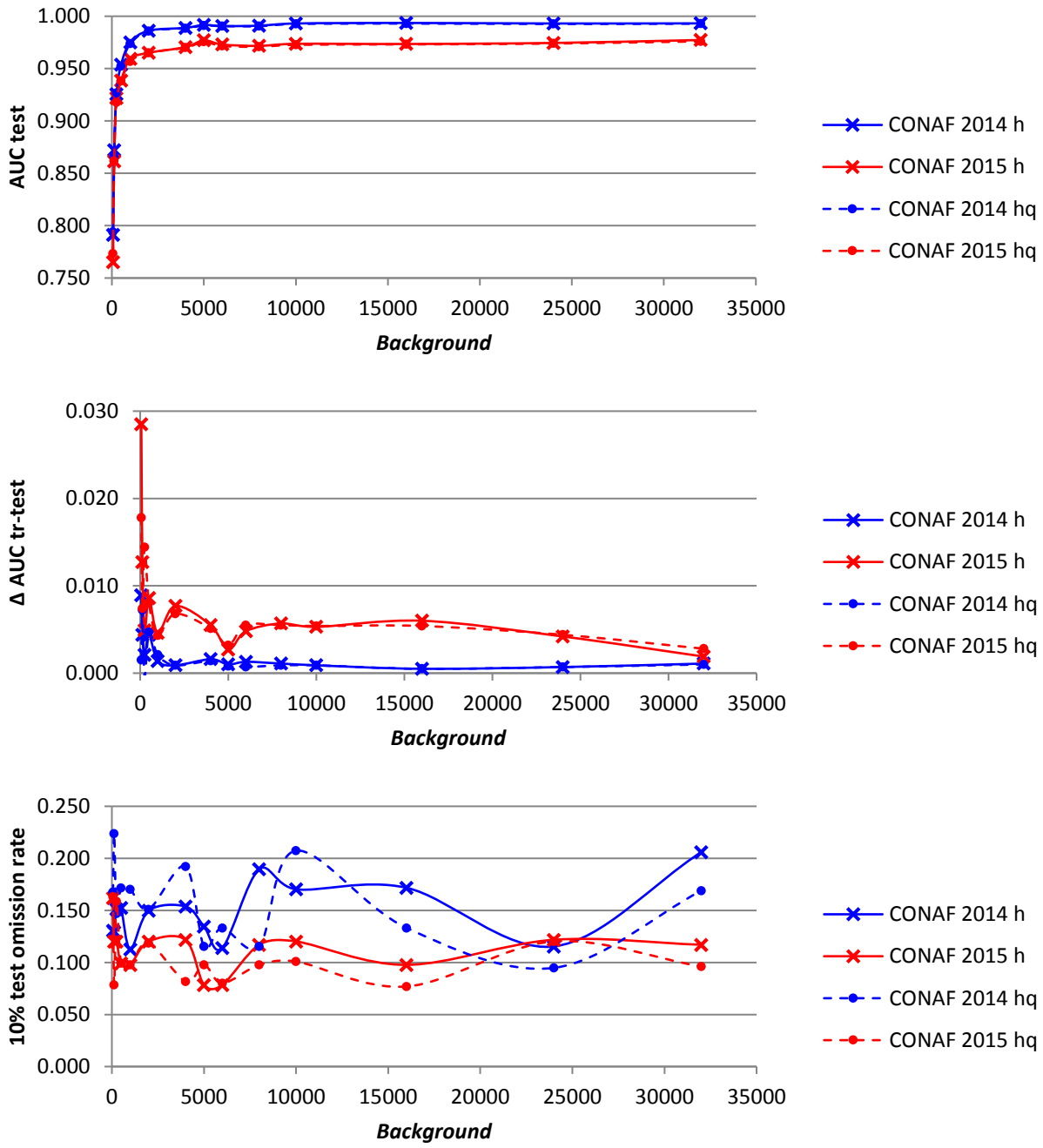
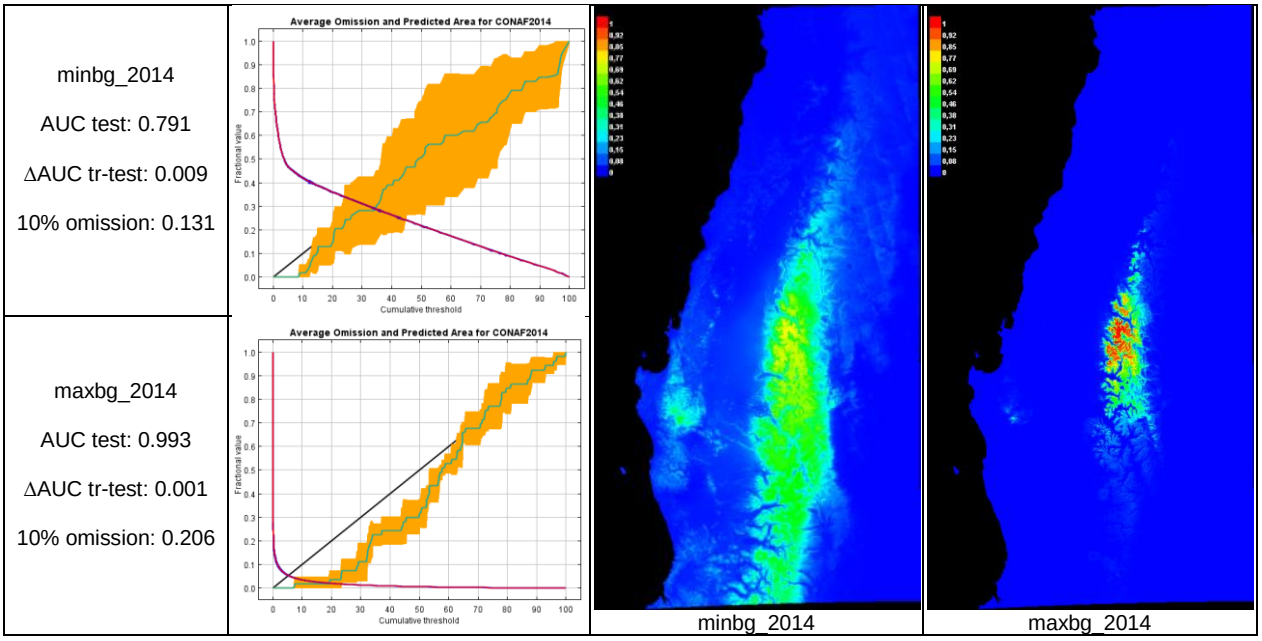


Figura A6. Evaluación de modelos Maxent en función de la cantidad de puntos de fondo (*background*).



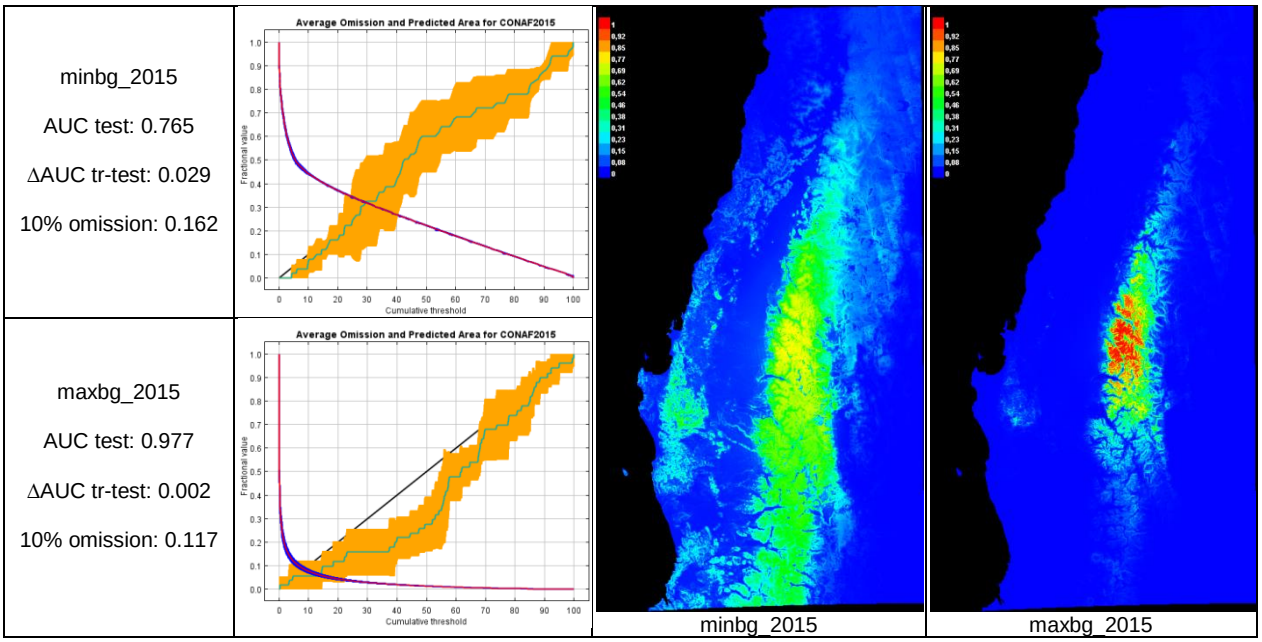


Figura A7. Proyecciones de los modelos con mínima y máxima cantidad de puntos de fondo (*background*).

El factor de regularización β controla el nivel de penalización que se le aplica a las funciones características con el fin de controlar el sobreajuste de los modelos (Phillips y Dúdik 2008; Merow et al. 2013). Phillips y Dúdik (2008) establecieron el valor de β por defecto en función de muchas evaluaciones para muchas especies. Cuando se estudia una especie en específico o se tiene el tiempo de evaluar este factor, es recomendable explorar el mejor valor (Merow et al. 2013). Se evaluaron sucesivos modelos variando sistemáticamente factor de regularización β se seleccionó el modelo con β=1 de acuerdo a las evaluaciones (Figs. A8 y A9) y evaluaciones de las proyecciones en el área de estudio.

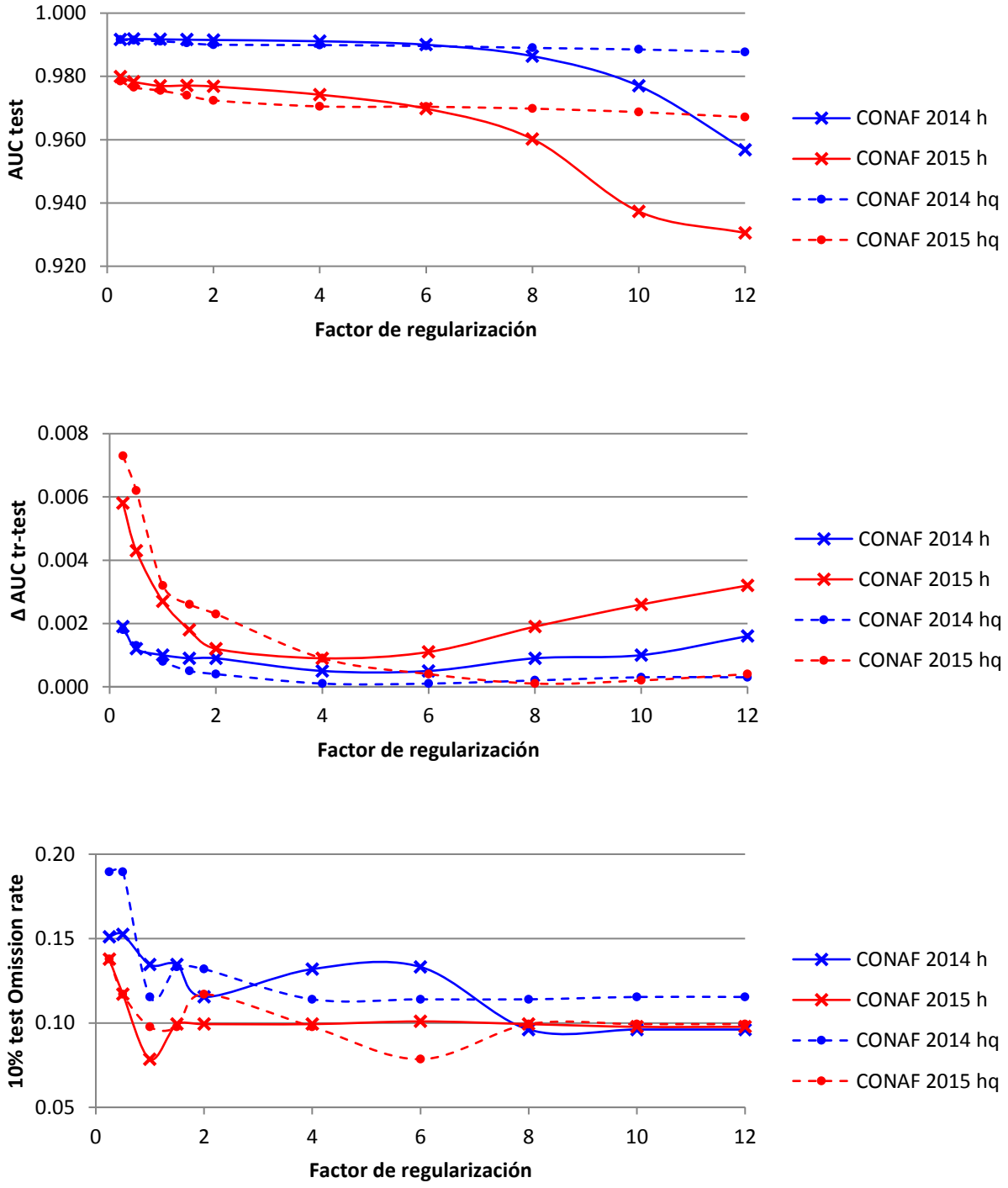


Figura A8. Evaluación de modelos Maxent en función del factor regularización *β*.

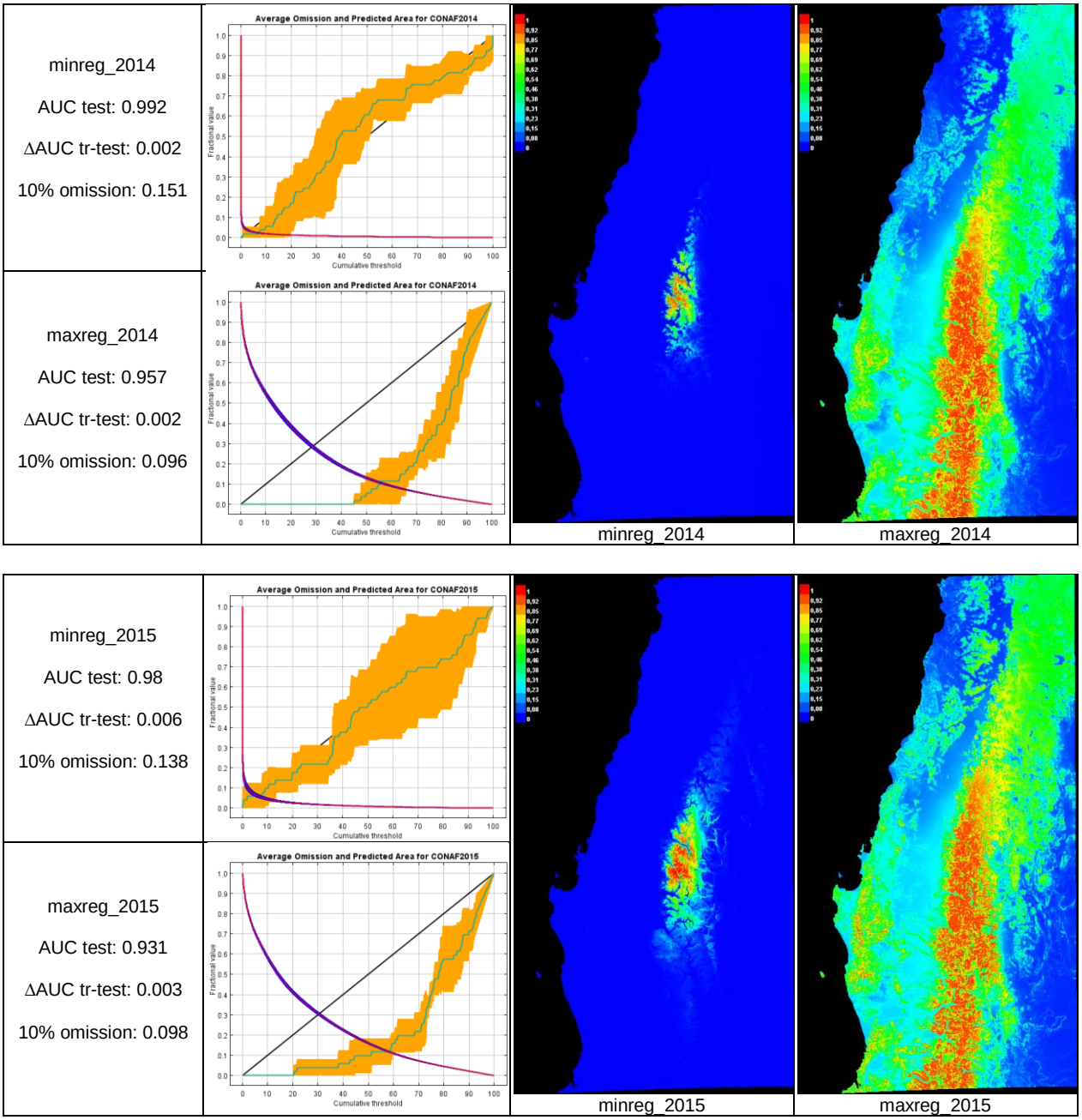


Figura A9. Proyecciones de los modelos con valores mínimos y máximos del factor regularización *β*.

Entre los análisis que muestra la versión 3.4.1 de Maxent se encuentra el análisis *jackknife*, que permite evaluar la cantidad de contribución de cada variable ambiental al modelo y la singularidad de este aporte. En función de los registros de evaluación de la validación cruzada, se ocupó este análisis en el caso del modelo para los registros de CONAF (2015), para incorporar la variable 'pendiente', que a pesar de tener sólo un 0.8% de contribución al modelo, muestra una pequeña contribución que no está considerada por ninguna de las otras variables ambientales (Fig. A10).

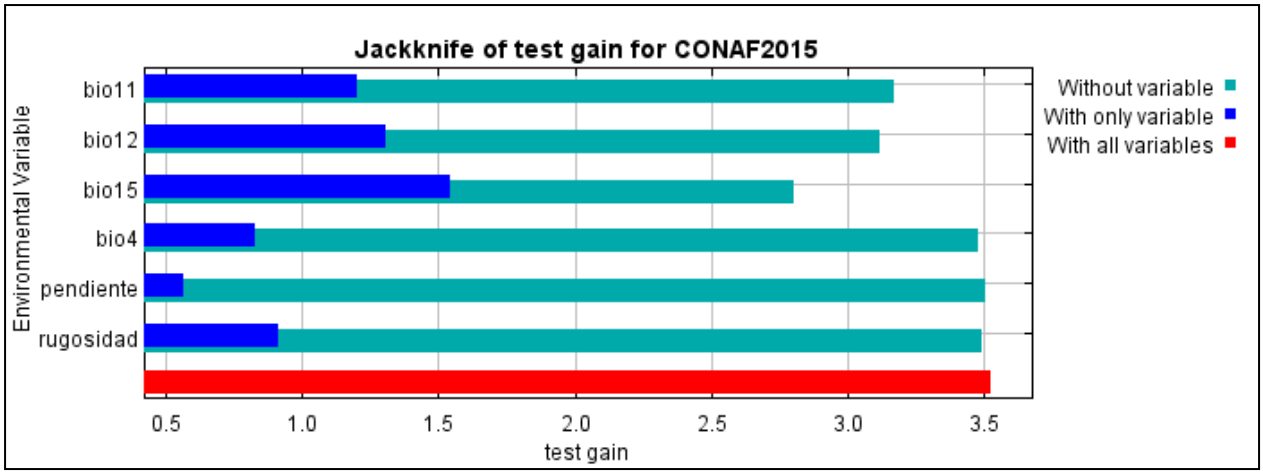


Figura A10. Análisis *jackknife* para selección de la variable 'pendiente' en el caso de los registros de CONAF (2015).

A.2.4. Eligiendo el mejor modelo BRT

El código proporcionado por Elith et al. (2008) para calibrar el algoritmo BRT permite ajustar los parámetros *bag fraction* (*bg*), la tasa de aprendizaje (*learning rate lr*) y la complejidad de árbol (*tree complexity tc*). Debido al escaso número de registros disponibles, el parámetro *bg* se mantuvo en 1, ya que valores menores tendieron a modelos no convergentes. Para la elección del mejor, se evaluó para cada resultado el valor AUC_{test} y la desviación (*deviance*) para los registros de evaluación de la validación cruzada con un k=4 (Elith et al. 2008) (Figs. A11 y A12). Se seleccionó el modelo con los valores *bg*=1, *lr*=0.001 y *tc*=2 con resultados para *deviance*=1.2 y AUC_{test}=0.74.

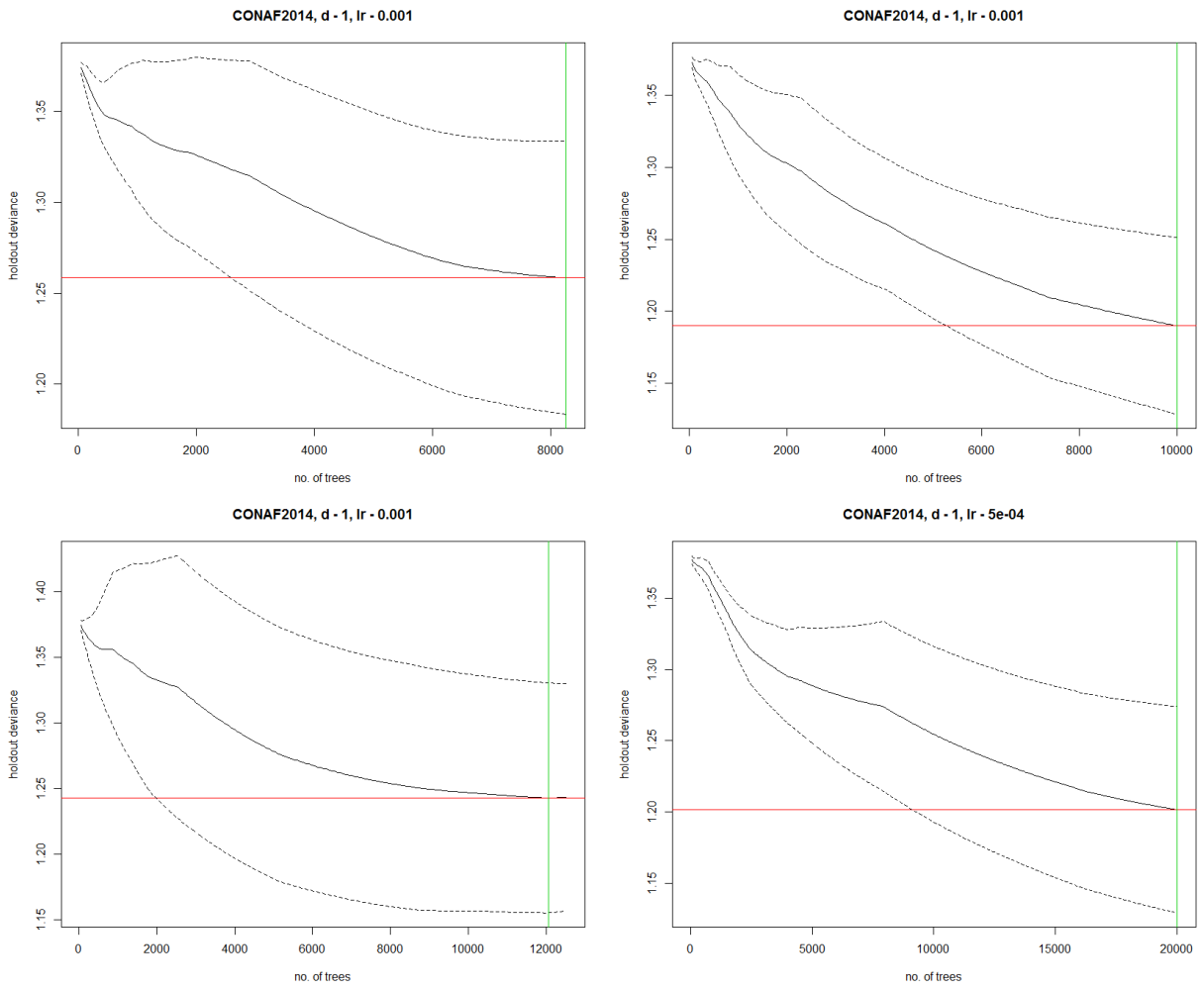
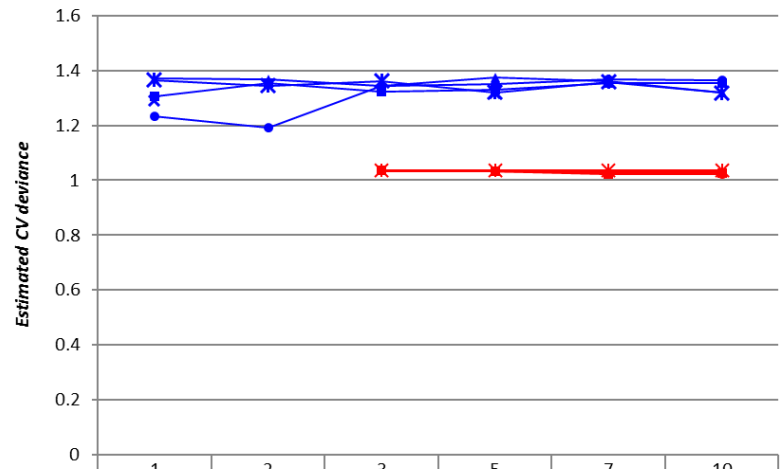
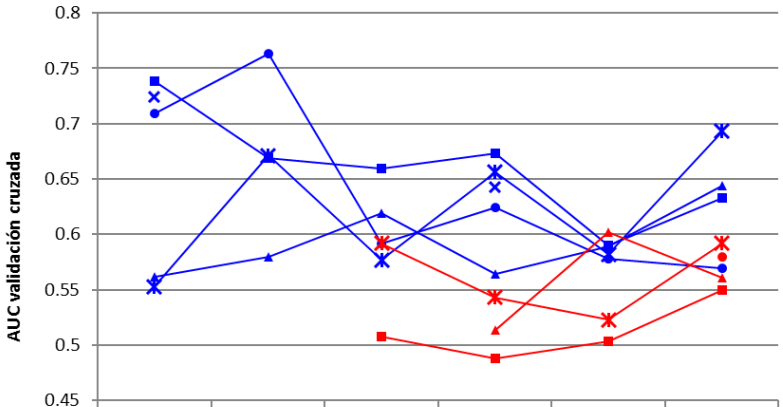


Figura A11. Relación entre la cantidad de árboles y la desviación predictiva. El código elaborado por Elith et al. (2008) itera el número de árboles hasta obtener el mínimo valor de desviación. En la figura se muestran cuatro iteraciones para modelos con los mismos parámetros de *lr* y *tc.*



	1	2	3	5	7	10
lr005 CONAF2014	1.291			1.317		
lr001 CONAF 2014	1.233	1.19	1.343	1.349	1.369	1.364
lr0005 CONAF2014	1.306	1.352	1.321	1.331	1.352	1.355
lr0001 CONAF2014	1.372	1.368	1.342	1.375	1.359	1.32
lr00005 CONAF2014	1.365	1.344	1.362	1.32	1.358	1.319
lr001 CONAF2015						1.021
lr0005 CONAF2015			1.036	1.034	1.023	1.024
lr0001 CONAF2015				1.035	1.031	1.029
lr00005 CONAF2015			1.036	1.036	1.036	1.036

Tree complexity



	1	2	3	5	7	10
lr005 CONAF2014	0.724			0.643		
lr001 CONAF 2014	0.709	0.763	0.592	0.624	0.578	0.569
lr0005 CONAF2014	0.738	0.669	0.659	0.673	0.59	0.633
lr0001 CONAF2014	0.562	0.58	0.619	0.564	0.589	0.644
lr00005 CONAF2014	0.553	0.671	0.577	0.656	0.582	0.693
lr001 CONAF2015						0.58
lr0005 CONAF2015			0.508	0.488	0.503	0.55
lr0001 CONAF2015				0.514	0.602	0.561
lr00005 CONAF2015			0.592	0.543	0.523	0.592

Tree complexity

Figura A12. Evaluaciones de modelos BRT en función de la tasa de aprendizaje (*lr*) y la complejidad de árbol (*tc*). Los espacios vacíos corresponden a los casos en los que el algoritmo no convergió en ningún resultado. Enmarcados en negro los valores para la configuración seleccionada.

A.3. Configuración espacial del hábitat de huemul para los distintos escenarios

El escenario 1 es el peor escenario en términos de configuración y calidad. Con una menor superficie de hábitat potencial total, resulta en un mayor número de parches (38) de menor superficie, lo que da cuenta de un proceso de aumento de fragmentación del hábitat (Tabla A11, Fig. A13). A pesar de la fragmentación, todos los parches se encuentran conectados entre sí, no quedando ninguno a más de 8km de otro parche.

Tabla A11. Configuración y composición del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 1.

Parche	Superficie	Hábitat	% hábitat en parche	Principal		Potencial		Refugio marginal		Marginal	
	ha	ha		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1	323395.13	228564.60	70.68%	74253.28	32.49%	98989.93	43.31%	15733.88	6.88%	39587.51	17.32%
2	46864.78	26866.79	57.33%	5073.19	18.88%	8813.67	32.81%	3093.23	11.51%	9886.70	36.80%
3	34747.90	19018.18	54.73%					8642.34	45.44%	10375.84	54.56%
4	27075.90	10882.44	40.19%			2786.32	25.60%			8096.12	74.40%
5	17303.25	7839.68	45.31%			1717.52	21.91%			6122.16	78.09%
6	15668.48	6365.66	40.63%			2404.82	37.78%			3960.84	62.22%
7	12792.35	6448.11	50.41%			181.92	2.82%			6266.19	97.18%
8	9600.46	5150.16	53.64%			161.74	3.14%	2721.43	52.84%	2266.99	44.02%
9	10572.91	4988.00	47.18%			2584.87	51.82%			2403.13	48.18%
10	7684.54	4002.27	52.08%			687.29	17.17%			3314.98	82.83%
11	7353.71	3029.27	41.19%			1494.45	49.33%			1534.82	50.67%
12	6497.36	2765.45	42.56%					2601.54	94.07%	163.91	5.93%
13	4754.76	1940.22	40.81%			323.36	16.67%			1616.86	83.33%
14	3055.66	1433.34	46.91%			605.64	42.25%			827.70	57.75%
15	3095.17	1009.19	32.61%							1009.19	100.00%
16	2387.76	924.90	38.74%					671.31	72.58%	253.59	27.42%
17	2099.70	787.54	37.51%			545.23	69.23%			242.31	30.77%
18	1600.19	697.66	43.60%					677.44	97.10%	20.22	2.90%
19	1290.29	545.51	42.28%			424.29	77.78%			121.22	22.22%
20	1579.85	545.24	34.51%			141.35	25.92%			403.89	74.08%
21	1691.98	545.16	32.22%							545.16	100.00%
22	1862.71	545.05	29.26%							545.05	100.00%
23	1736.81	485.28	27.94%							485.28	100.00%
24	1158.10	484.60	41.84%							484.60	100.00%
25	1408.02	464.31	32.98%							464.31	100.00%
26	1254.53	444.72	35.45%					204.59	46.00%	240.13	54.00%
27	1795.24	444.62	24.77%			40.42	9.09%			404.20	90.91%
28	1746.09	424.58	24.32%							424.58	100.00%
29	1123.33	424.00	37.74%							424.00	100.00%
30	1711.03	403.96	23.61%			181.78	45.00%			222.18	55.00%
31	1178.69	403.66	34.25%					364.01	90.18%	39.65	9.82%
32	1454.18	384.00	26.41%							384.00	100.00%
33	1103.79	363.80	32.96%			40.42	11.11%			323.38	88.89%
34	794.96	323.37	40.68%			40.42	12.50%			282.95	87.50%
35	1001.19	322.91	32.25%					302.73	93.75%	20.18	6.25%
36	928.75	321.60	34.63%					319.49	99.34%	2.11	0.66%
37	1048.25	303.20	28.92%							303.20	100.00%
38	1104.09	302.77	27.42%					50.57	16.70%	252.20	83.30%
Totales	563521.89	341195.80	60.55%	79326.47	23.25%	122165.44	35.81%	35382.56	10.37%	104321.33	30.58%

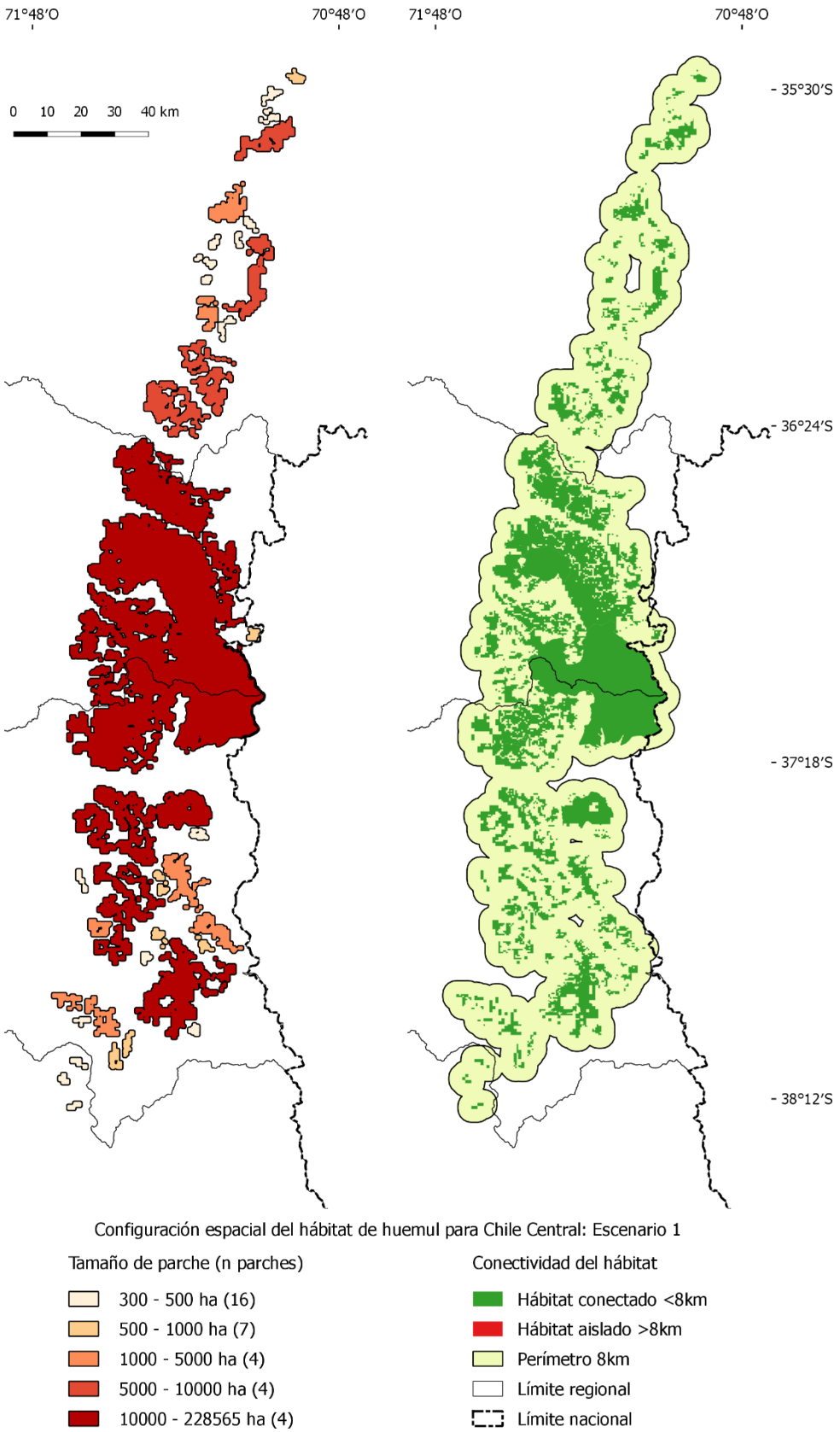


Figura A13. Configuración espacial del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 1.

El escenario 2 mantiene a misma cantidad y configuración espacial del hábitat que el escenario actual, pero mejorando su calidad (Tabla A12).

Tabla A12. Configuración y composición del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 2.

Parche	Superficie	Hábitat	% hábitat en parche	Fuente		Refugio	
	ha	ha		ha	%	ha	%
1	1031363.19	775629.55	75.20%	387600.95	49.97%	388028.86	50.03%
2	10210.79	6590.77	64.55%	161.74	2.45%	6429.03	97.55%
3	8537.93	5558.73	65.11%	727.71	13.09%	4831.02	86.91%
4	8265.90	4326.98	52.35%			4326.98	100.00%
5	5461.21	2871.53	52.58%			2871.53	100.00%
6	6812.66	2746.37	40.31%			2746.38	100.00%
7	6497.36	2745.25	42.25%			2745.26	100.00%
8	4915.05	2302.20	46.84%			2302.20	100.00%
9	4324.97	2183.31	50.48%			2183.31	100.00%
10	6613.69	2040.02	30.85%			2040.04	100.00%
11	5311.89	1998.45	37.62%			1998.45	100.00%
12	3724.07	1615.79	43.39%			1615.80	100.00%
13	2494.78	1415.16	56.72%			1415.16	100.00%
14	3580.74	1412.90	39.46%			1412.90	100.00%
15	1504.38	645.96	42.94%			645.96	100.00%
16	1426.27	566.10	39.69%			566.10	100.00%
17	1389.94	525.09	37.78%			525.08	100.00%
18	1944.16	504.99	25.97%			505.00	100.00%
19	1433.87	484.51	33.79%			484.50	100.00%
20	1152.84	383.48	33.26%			383.48	100.00%
21	1246.03	363.32	29.16%			363.33	100.00%
22	968.84	343.32	35.44%			343.32	100.00%
23	839.39	323.14	38.50%			323.14	100.00%
24	899.06	323.14	35.94%			323.14	100.00%
25	928.76	322.91	34.77%			322.91	100.00%
26	975.36	302.73	31.04%			302.73	100.00%
Totales	1122823.13	818525.70	72.90%	388490.40	47.46%	430035.61	52.54%

El escenario 3 se compone de 26 parches, al igual que los escenarios actual y 2, pero supera a ambos escenarios en cantidad y calidad de hábitat (Tabla A13, Fig. A14). El mismo parche 15 es el único que no se encuentra conectado con el resto de los parches. Este mantiene la misma superficie que en los casos anteriores (escenarios actual y 2), pero con la totalidad de su hábitat del tipo refugio marginal y resulta de poco valor para la conservación.

Tabla A13. Configuración y composición del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 3.

Parche	Superficie	Hábitat	% hábitat en parche	Fuente		Refugio		Falsa fuente		Sumidero	
	ha	ha		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1	1053079.76	918610.52	87.23%	387600.95	42.19%	388291.47	42.27%	50336.63	5.48%	92381.93	10.06%
2	18762.25	11443.42	60.99%	161.74	1.41%	10756.01	93.99%			525.69	4.59%
3	8537.93	5558.73	65.11%	727.71	13.09%	4831.02	86.91%				
4	9020.19	4645.59	51.50%			2141.04	46.09%			2504.59	53.91%
5	7880.99	3715.70	47.15%			2786.77	75.00%			928.93	25.00%
6	6315.95	3191.24	50.53%			1757.20	55.06%			1434.08	44.94%
7	5488.06	2911.97	53.06%			2871.53	98.61%			40.44	1.39%
8	6497.36	2765.44	42.56%			2745.26	99.27%			20.19	0.73%
9	5129.81	2423.37	47.24%			2302.20	95.00%			121.17	5.00%
10	4324.97	2183.31	50.48%			2183.31	100.00%				
11	5364.77	2139.75	39.89%			1998.45	93.40%			141.31	6.60%
12	2494.78	1415.16	56.72%			1415.16	100.00%				
13	3580.74	1412.90	39.46%			1412.92	100.00%				
14	2850.52	1333.20	46.77%			505.00	37.88%			828.22	62.12%
15	1504.38	645.96	42.94%			645.96	100.00%				
16	1426.27	566.10	39.69%			566.10	100.00%				
17	1430.31	565.48	39.54%			525.08	92.86%			40.39	7.14%
18	1181.59	484.95	41.04%			40.42	8.33%			444.53	91.67%
19	1433.87	484.51	33.79%			484.50	100.00%				
20	925.91	403.93	43.63%			323.14	80.00%			80.80	20.00%
21	1010.19	403.91	39.98%			343.32	85.00%			60.59	15.00%
22	1178.69	403.67	34.25%			383.48	95.00%			20.18	5.00%
23	1246.03	363.32	29.16%			363.33	100.00%				
24	839.39	323.14	38.50%			323.14	100.00%				
25	1001.19	322.91	32.25%			302.73	93.75%			20.18	6.25%
26	928.76	322.91	34.77%			322.91	100.00%				
Totales	1153434.66	969041.70	84.01%	388490.40	40.09%	430621.45	44.44%	50336.63	5.19%	99593.22	10.28%

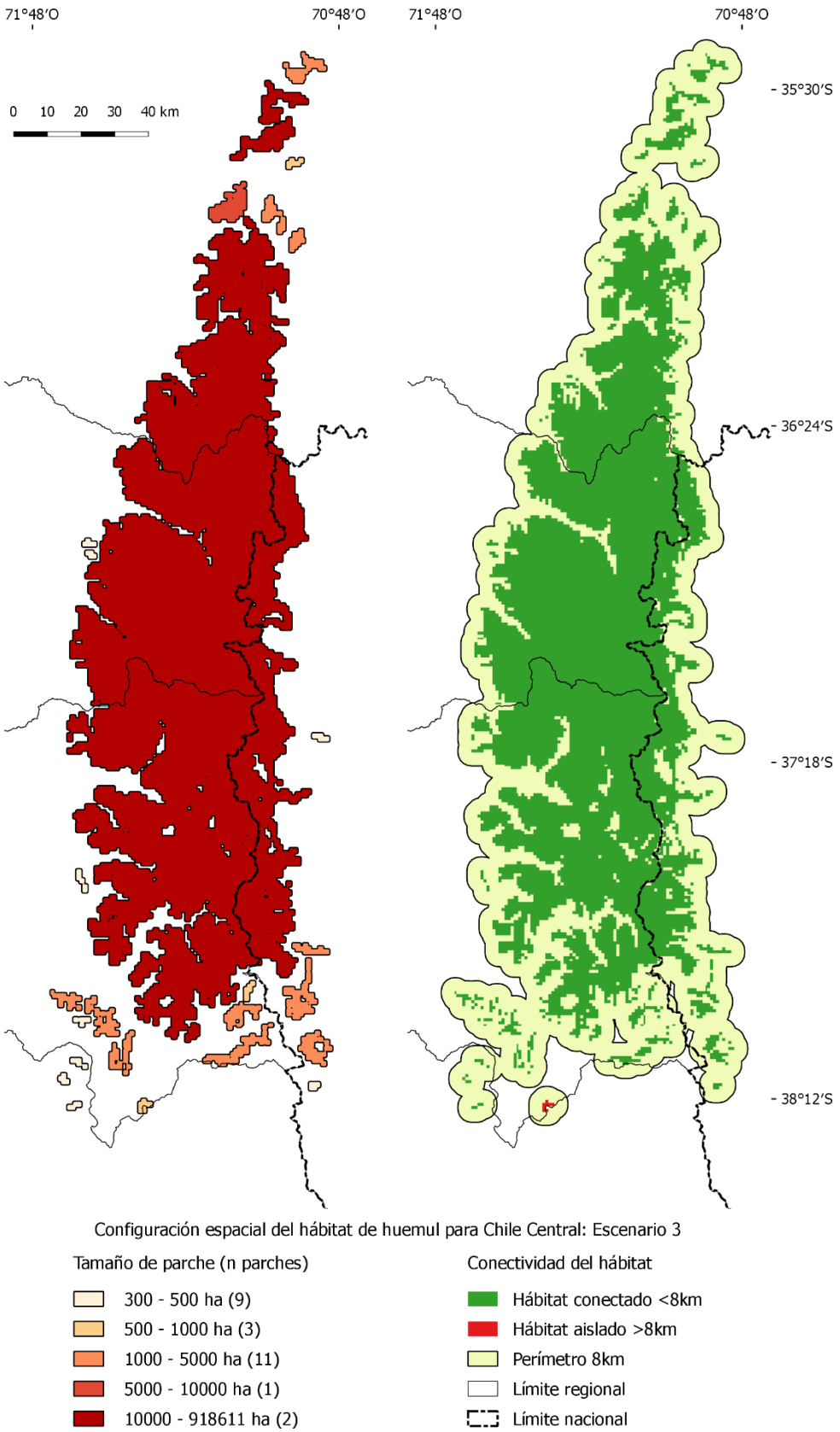


Figura A14. Configuración espacial del hábitat de huemul en Chile Central. Escenario 3.

A.4. Estructura metapoblacional potencial de sitios de huemul en Chile Central

Tabla A14. Potenciales metapoblaciones actuales (población activa entre 2009 y 2013) de los sitios registrados del huemul en Chile Central (CONAF 2014).

Metapoblación	Sitio (314 ha)	Hábitat	AreaHa
1	Cajón de la Negra - Laguna Anil	Principal	267.86
		Potencial	42.25
3	AAVC Huemules de Nuble: Cerro Merejo - Cajón de Cerda - Las Nalcas	Potencial	148.16
		Principal	161.91
	Estero Las Damas - Los Guindos - Las Melisas	Principal	230.71
		Potencial	79.38
	Estero Las Damas (La Pantera - Cresta del Gallo)	Potencial	2.05
		Principal	308.05
	Estero Las Cabras - Cerro Las Cabras - La Quiriquina	Principal	188.84
		Potencial	121.28
	RN y SN Los Huemules del Niblinto: E. Coihue	Principal	160.55
		Potencial	129.33
	Rio Santa Gertrudis (La Leonera)	Refugio marginal	12.48
		Principal	152.93
		Potencial	144.69
	AAVC Huemules de Nuble: Cajón Los Baños	Principal	195.71
		Potencial	94.17
	RN y SN Los Huemules del Niblinto: Cerro El Colchón - E. Las Yeguas - Los Chorros	Principal	15.59
		Potencial	289.85
	AAVC Huemules de Nuble: El Hoyo - Arroyo Huemules	Potencial	8.95
		Principal	301.14
	Estero Las Corrientes - Las Chiguas	Potencial	10.42
		Principal	299.68
	Rio Gato (La Ratonera - Cajon Nuevo)	Potencial	119.49
		Principal	190.62
4	Rio Las Truchas (Los Quilantros - L. Las Truchas)	Marginal	49.58
		Refugio marginal	54.63
		Potencial	35.84
		Principal	130.73
	Rio Las Truchas (Los Rabones)	Potencial	271.32
		Marginal	26.32
5	Cajon de Urrutia - 12 Maitenes	Principal	309.07
		Potencial	1.05
6	Nacimiento Rio Nuble (Caitano)	Potencial	162.10
		Marginal	104.13
	Nacimiento Rio Nuble	Potencial	227.41
		Marginal	0.30
		Refugio marginal	1.47
		Principal	20.20
	Nacimiento Rio Nuble (Pajaritos)	Potencial	310.10
7.1	Rio Diguillin (Cerro Laguna - Los Nalcales - El Rodeo) / Cajón El Potro	Potencial	410.55
		Principal	205.77
	RN Nuble: Rio Diguillin - Relbun - Las Parias	Potencial	29.26

		Principal	207.89
	RN Nuble: Estero Caitanos	Potencial	71.44
		Principal	190.44
7.2	RN Nuble: Estero Las Catalinas - Cerro Las Melosas - Cerro Las Alturas de San Juan	Principal	210.76
		Potencial	59.53
7.3	Rio Cholguan (Cerro Tele - Cerro Pelado)	Principal	232.81
		Potencial	77.18
7.4	AAVC Rucamanqui: Estero Villagran	Principal	246.44
		Potencial	63.53
	Rio Pichipolcura	Potencial	261.34
		Principal	28.40
10	Laguna del Laja - Cajon de la Laguna El Toro	Principal	11.21
		Potencial	255.57

Tabla A15. Potenciales metapoblaciones históricas de los sitios registrados del huemul en Chile Central (CONAF 2014).

Metapoblación	Sitio (314 ha)	Presencia / Ausencia	Habitat	AreaHa
1	Pichirrincon - Estero El Sauce	0	Principal	39.63
			Potencial	221.21
2	Estero Bullileo	0	Principal	120.53
			Potencial	125.87
	Cajon de la Negra - Laguna Anil	1	Principal	267.86
			Potencial	42.25
	Cordon de Lara	0	Principal	122.87
			Potencial	187.25
3	AAVC Huemules de Nuble: Cerro Merejo - Cajón de Cerda - Las Nalcas	1	Potencial	148.16
			Principal	161.91
	Estero Las Damas - Los Guindos - Las Melisas	1	Principal	230.71
			Potencial	79.38
	Estero Las Damas (La Pantera - Cresta del Gallo)	1	Potencial	2.05
			Principal	308.05
	Estero Las Cabras - Cerro Las Cabras - La Quiriquina	1	Principal	188.84
			Potencial	121.28
	AAVC Huemules de Nuble: Cajón Romero - Cerro La Campana	0	Principal	120.94
			Potencial	189.12
	RN y SN Los Huemules del Niblinto: E. Coihue	1	Principal	160.55
			Potencial	129.33
	Rio Santa Gertrudis (La Leonera)	1	Refugio marginal	12.48
			Principal	152.93
			Potencial	144.69
	AAVC Huemules de Nuble: Cajon Los Baños	1	Principal	195.71
			Potencial	94.17
	RN y SN Los Huemules del Niblinto: Cerro El Colchon - E. Las Yeguas - Los Chorros	1	Principal	15.59
			Potencial	289.85
	AAVC Huemules de Nuble: El Hoyo - Arroyo Huemules	1	Potencial	8.95
			Principal	301.14
	Estero Las Corrientes - Las Chiguas	1	Potencial	10.42

			Principal	299.68
	Rio Gato (La Ratonera - Cajon Nuevo)	1	Potencial	119.49
			Principal	190.62
	RN y SN Los Huemules del Niblinto: E. El Hoyo - Los Chorros	0	Principal	33.14
			Potencial	276.91
	Estero San José (Las Calles - Cerro Minihue)	0	Principal	126.64
			Potencial	183.40
	Rio Chillan (Las Viscacheras - La. El Huemul)	0	Principal	247.93
			Potencial	47.77
4	Rio Las Truchas (Los Quilantros - L. Las Truchas)	1	Marginal	49.58
			Refugio marginal	54.63
			Potencial	35.84
			Principal	130.73
	Rio Las Truchas (Los Rabones)	1	Potencial	271.32
			Marginal	26.32
5	Rio Las Minas	0	Potencial	10.14
			Principal	299.96
	Cajon de Urrutia - 12 Maitenes	1	Principal	309.07
			Potencial	1.05
6	Nacimiento Rio Nuble (Caitano)	1	Potencial	162.10
			Marginal	104.13
	Nacimiento Rio Nuble	1	Potencial	227.41
			Marginal	0.30
			Refugio marginal	1.47
			Principal	20.20
	Nacimiento Rio Nuble (Pajaritos)	1	Potencial	310.10
7	Estero Renegado (Cerro Los Coltragues - Cerro Las Bravas - Piedra de Mesa)	0	Potencial	274.52
	Rio Diguillin (Cerro Laguna - Los Nalcales - El Rodeo) / Cajón El Potro	1	Potencial	410.55
			Principal	205.77
	RN Nuble: Rio Diguillin - Relbun - Las Parias	1	Potencial	29.26
			Principal	207.89
	RN Nuble: Estero Caitanos	1	Potencial	71.44
			Principal	190.44
	RN Nuble: E. Los Capados	0	Principal	61.62
			Potencial	205.44
	Rio Trilaleo / Río Las Mulas	0	Potencial	392.45
			Principal	95.58
	RN Nuble: El Toro - Rio Blanquillo	0	Potencial	119.75
			Principal	190.29
	Rio Infiernillo	0	Potencial	138.30
			Principal	101.22
	RN Nuble: E. Las Piedras	0	Principal	130.56
			Potencial	79.29
	RN Nuble: Estero Las Catalinas - Cerro Las Melosas - Cerro Las Alturas de San Juan	1	Principal	210.76
			Potencial	59.53
	Estero San Juan (Los Atravesados)	0	Principal	310.01
	Rio Cholguan (Cerro Tele - Cerro Pelado)	1	Principal	232.81
			Potencial	77.18

	Estero Las Papas	0	Potencial	72.33
			Principal	218.01
	Rio Cholguan (Estero Peruco)	0	Principal	199.89
			Potencial	110.09
	AAVC Rucamanqui: Estero Villagran	1	Principal	246.44
			Potencial	63.53
	Rio Pichipolcura	1	Potencial	261.34
			Principal	28.40
8	RN Nuble: Las Aguilas - El Purgatorio	0	Principal	20.20
			Potencial	289.88
	RN Nuble: Cerro Las Mariposas - Las Tiranas	0	Principal	10.53
			Potencial	296.88
	Cordillera La Polcura: Los Deslindes	0	Potencial	215.83
	RN Nuble: Las Lastimas	0	Potencial	198.42
	Cordillera La Polcura: El Toro	0	Marginal	29.80
			Potencial	251.15
	RN Nuble: Laguna del Laja - La Puntilla de Chillan	0	Potencial	230.15
9	RN Nuble: Laguna del Laja - El Colorado	0	Potencial	291.81
	Laguna del Laja - El Fuerte	0	Potencial	303.46
10	Laguna del Laja - Bahia Los Machos	0	Potencial	308.42
	Laguna del Laja - Cajon de la Laguna El Toro	1	Principal	11.21
			Potencial	255.57
11	Volcan Antuco	0	Potencial	188.29
12	Rio Duqueco	0	Refugio marginal	63.54
			Marginal	56.34