



Correlación espacial entre las diferentes estrategias de uso en Patagonia Sur, la provisión de los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad

Tesis Doctoral

Doctorando: Ing. en Recursos Naturales Renovables Yamina Micaela Rosas

Directores: Dr. Guillermo José Martínez Pastur (CADIC-CONICET)

Dr. Pablo Luis Peri (INTA, UNPA, CONICET)

Asesor académico: Dr. Juan Manuel Cellini (UNLP)

Jurado evaluador: Dra. Fabiana Castellarini (IADIZA-CONICET)

Dra. Adriana Rovere (INIBIOMA-CONICET, UNCOMA)

Dra. Valeria Campos (CONICET, UNSJ)

Doctorado de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales
Universidad Nacional de La Plata

2020

Agradecimientos

Mi primera y más profunda expresión de agradecimiento es para mis directores de tesis, Guillermo Martínez Pastur y Pablo Luis Peri, por la dedicación y apoyo brindado en este trabajo. Agradezco particularmente a Guillermo por el apoyo en cada etapa del doctorado, por su paciencia y sus enseñanzas. Increíbles momentos vividos, inagotables charlas y viajes inolvidables. Hermosas y desafiantes experiencias que me formaron tanto en lo profesional como en lo personal. Gracias a Pablo por a la distancia estar siempre presente, y al Laboratorio FAMA de Santa Cruz con la colaboración de datos de campo.

A CADIC-CONICET por invertir en mi beca doctoral, por el espacio brindado y por la oportunidad de pertenecer al Laboratorio de Recursos Agroforestales. Vanessa, Rosina, Julieta, Gimena, Mónica, Paula, Cristian y Alejandro quienes me dieron las primeras herramientas y conocimientos necesarios para emprender este viaje doctoral. Especialmente a Vanessa Lencinas por los aportes en los análisis estadísticos realizados en esta tesis.

Gracias a la Universidad Nacional de la Plata, a Juan Manuel Cellini, mi asesor académico y a Marcelo Barrera por los increíbles momentos compartidos y por año a año seguir apostando a los estudios que realizamos en Tierra del Fuego.

Agradezco eternamente a mis viejos Rosana y Rubén, mis hermanos Maira e Ismael y a mis abuelos Carmen, Susana y Carlos y a Patricia, por el inmenso amor y porque siempre estuvieron cerca a pesar de la distancia. Por enseñarme a ser valiente y a disfrutar de cada etapa del doctorado. A mi amor Juan Manuel por apostar a esta hermosa aventura en Ushuaia, por el apoyo incondicional y porque siempre me impulsaste a soñar.

A G. David quien ama y calma incondicionalmente.

A mis amigos de allá, de acá y especialmente a Caro y Javi.

Gracias Tierra del Fuego, tus paisajes y tu gente, gracias a los gauchos, a los estancieros y a los aserraderos.

Resumen

Las principales estrategias de manejo en los ecosistemas de Patagonia Sur y particularmente en los de bosques de *Nothofagus*, han estado orientadas a maximizar los servicios de provisión (ej. ganadería, petróleo), sin considerar el potencial detrimento de otros servicios (ej. regulación y soporte y culturales) y su influencia sobre la biodiversidad. Esta tesis se basó en analizar la biodiversidad potencial y la provisión de diferentes servicios ecosistémicos a escala regional y en particular para paisajes forestales en la provincia de Santa Cruz, determinando potenciales compensaciones y/o sinergias entre estos, bajo diferentes esquemas de manejo (ej. uso silvopastoril y aprovechamiento maderero) y conservación. Para alcanzar estas metas se realizaron modelizaciones y se mapearon (90 x 90 m) en un sistema de información geográfica. Primero se modeló la biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación a partir del modelado de 119 mapas de hábitats potencial incluyendo diferentes grupos taxonómicos (huemul, aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas), y el análisis de 40 variables climáticas, topográficas y de paisaje. Además se determinaron requerimientos ecológicos de las especies, distribución espacial y su representatividad dentro de la red de áreas protegidas. Segundo, se caracterizó el impacto antrópico y las áreas remanentes de naturalidad mediante un mapa de índice de huella humana que incluyó 11 variables relacionadas a poblaciones, accesos, infraestructura energética, extracción de minerales y usos del suelo. Tercero, se evaluó la provisión de los servicios ecosistémicos, la heterogeneidad espacial y el estado de mantenimiento dentro de las áreas protegidas a partir de 14 mapas indicadores relacionados a servicios de provisión, regulación y soporte y culturales. Finalmente, se analizaron áreas de hot-spots y cold-spots, direccionados a la identificación de potenciales compensaciones y/o sinergias entre los servicios y la conservación de la biodiversidad. Con estos mapas se realizaron diferentes análisis estadísticos (análisis de varianza, componentes principales y procedimientos de permutación de respuesta múltiple) comparando diferentes áreas ecológicas (hexágonos = 250.000 ha) y paisajes forestales, tipos de bosques y la representatividad dentro de la red de áreas protegidas (hexágonos = 5.000 ha). Los resultados indicaron que, las áreas cordilleranas presentaron mayores compensaciones que las áreas esteparias. A pesar de presentar gran parte de la superficie dentro de la red de áreas protegidas, estas áreas se encuentran relegadas a zonas marginales donde el interés del hombre y los valores de biodiversidad potencial son menores, mientras que aquellas áreas cordilleranas con múltiples servicios ecosistémicos y altos valores de biodiversidad se encuentran fuera de las áreas protegidas. Particularmente para los bosques de *Nothofagus*, las compensaciones aumentan con la cobertura forestal y la menor conservación. Los bosques de *N. antarctica* presentan mayores compensaciones que los bosques de *N. pumilio*, debido a que se encuentran poco representados por las áreas protegidas. En los bosques de *N. antarctica* la maximización de servicios de provisión a partir del aprovechamiento silvopastoril, puede generar importantes compensaciones con múltiples servicios ecosistémicos (principalmente de regulación y soporte) y altos valores de biodiversidad relacionados principalmente a las plantas. Mientras que, en los bosques de *N. pumilio* se destacaron los servicios culturales y bajos valores de biodiversidad potencial asociados a especies emblemáticas como el huemul, maximizando las sinergias. En contraposición, los esfuerzos de conservación en las áreas ecológicas esteparias del sur fueron

escasos, donde las actividades ganaderas buscan maximizar los servicios de provisión, pudiendo generar compensaciones con servicios de regulación y la alta biodiversidad potencial de plantas y aves. Esto también se visualizó en las áreas esteparias del norte, donde las compensaciones afectan la biodiversidad potencial de especies endémicas como lagartijas y tenebriónidos, y pueden aumentar debido a la alta desertificación del ecosistema. Se concluye que la biodiversidad potencial y los servicios ecosistémicos no son homogéneos en las diferentes áreas ecológicas, en el paisaje forestal y entre los diferentes tipos forestales. Además, las presiones humanas se han enfocado en maximizar los servicios de provisión a partir de diferentes propuestas de manejo, principalmente en áreas donde la biodiversidad potencial y los servicios de regulación y soporte son altos. Esto genera diferentes compensaciones y/o sinergias que son propios de los sistemas de manejo propuestos para los diferentes tipos forestales y que cambian según el paisaje forestal. Las propuestas de conservación han estado orientadas a minimizar los compensaciones de intereses económicos y no a la conservación de altos valores de biodiversidad, lo que supone mayores desafíos en el diseño de propuestas de manejo sustentables y planes de conservación que protejan efectivamente una mayor biodiversidad potencial en los bosques de *Nothofagus*.

Abstract

The main strategies for management of the natural ecosystems in Southern Patagonia, and particularly in *Nothofagus* forests, were based on actions that maximize the provisioning ecosystem services (e.g. livestock) without any consideration of other ecosystem services (e.g. regulating, supporting, and cultural) or biodiversity. This thesis analysed the potential biodiversity and the provision of different ecosystem services at regional and forest landscape levels in Santa Cruz province, in order to determine trade-offs among them and different management (e.g. silvopastoral and timber forestry) and conservation strategies. To achieve those goals, different modelling analyses and mapping (90 x 90 m) were conducted into a geographical information system. First, the potential biodiversity and the priority conservation areas were modelled using 119 maps of potential suitability species habitats including different taxonomic groups (huemul, birds, lizards, darkling beetles and plants), and 40 maps of climatic, topographic and landscape variables. Also, ecological requirements of species, spatial distribution, and their representativeness inside of protected network area were analysed. Second, human impacts and high values of naturalness were characterized using the human footprint index. This index was mapped using 11 variables related to cities, routes, infrastructure, oil extraction and land use (e.g. livestock). Third, provision of different ecosystem services, spatial heterogeneity, and their representativeness inside the protected network area were analysed using 14 indicator maps related to provisioning, regulating, supporting and cultural ecosystem services. Finally, hot-spots and cold-spots areas were determined, as well as potential synergies and conflicts among the ecosystem services and the biodiversity conservation. Several statistical analyses were made using analyses of variance, grouping techniques, and multivariate permutation procedures which compared ecological areas (hexagons = 250,000 ha) and forest landscapes, forest types, and the representativeness inside of the protected network areas (hexagons = 5,000 ha). These results indicated that Andean region presented more conflicts than the regions occurred in the steppe. Although the Andean region presented the higher representation in the protection areas, many of the zones are located in marginal landscapes, where economic interests and potential biodiversity are low, while Andean region with multiple ecosystem services and high potential biodiversity values were outside of protected areas. Particularly inside the *Nothofagus* forests, the trade-offs increased with the percentage of forest cover and conservation values. *Nothofagus antarctica* forests has more conflicts than *N. pumilio* forests, mainly due to their low representativeness inside of protected areas. The *N. antarctica* forests presented the highest values of provisioning ecosystem services (silvopastoral systems), generating potential trade-offs with other ecosystem services (regulating and supporting) and high potential biodiversity values of plants. If we consider *N. pumilio* forests, they presented higher values of cultural ecosystem services and lower potential biodiversity values, mainly related to emblematic species as huemul. Contrary, humid steppe presented low representativeness inside the protected areas, and potential trade-offs exists among provisioning (e.g. livestock) and regulating ecosystem services, and potential biodiversity values of plants and birds. Also, north steppe areas presented similar potential conflicts, which can affect potential biodiversity of endemic species, as lizards and darkling

beetles, and can get worst due to desertification processes. Conclusions highlight that potential biodiversity and ecosystem services are not homogenous through the different ecological areas, forested landscape matrixes, and forest types. We found that human impacts were related to the provisioning ecosystem services due to the implementation of different management, mainly in areas with high values of potential biodiversity, regulating and supporting ecosystem services. The implementation of different management and conservation strategies derived in particularity trade-offs according to the different forest landscape matrices and forest types. In the past, conservation strategies were focused on minimize the conflicts with the economic activities, and were not considered the protection of high biodiversity values. Change this trend determine the new challenge for the following years, being necessary new proposals of sustainable management strategies and conservation plans to protect more efficiently the potential biodiversity of *Nothofagus* forests.

Publicaciones realizadas en el marco de la presente tesis doctoral:

- Rosas YM**, Peri PL, Huertas Herrera A, Pastore H, Martínez Pastur G (2017) Modeling of potential habitat suitability of *Hippocamelus bisulcus*: effectiveness of a protected areas network in Southern Patagonia. *Ecological Processes* 6(1): e-28, p 14.
- Rosas YM**, Peri PL, Martínez Pastur G (2018) Potential biodiversity map of lizard species in Southern Patagonia: Environmental characterization, desertification influence and analyses of protection areas. *Amphibia-Reptilia* 3(39): 289-301.
- Peri PL, **Rosas YM**, Ladd B, Toledo S, Lasagno RG, Martínez Pastur G (2018) Modelling soil carbon content in South Patagonia and evaluating changes according to climate, vegetation, desertification and grazing. *Sustainability* 10(2): e-438, p 14.
- Rosas YM**, Peri PL, Carrara R, Flores G, Pedrana J, Martínez Pastur G (2019) Potential biodiversity map of darkling beetles (Tenebrionidae): Environmental characterization, land-uses and analyses of protection areas in Southern Patagonia. *Journal of Insect Conservation* 23(5-6): 885-897.
- Rosas YM**, Peri PL, Lencinas MV, Martínez Pastur G (2019) Potential biodiversity map of understory plants for *Nothofagus* forests in Southern Patagonia: Analyses of landscape, ecological niche and conservation values. *Science of The Total Environment* 682: 301-309.
- Peri PL, **Rosas YM**, Ladd B, Toledo S, Lasagno RG, Martínez Pastur G (2019) Modeling soil nitrogen content in South Patagonia across a climate gradient, vegetation type, and grazing. *Sustainability* 11(9): e-2707, p 15.
- Rosas YM**, Peri PL, Bahamonde HA, Cellini JM, Barrera MD, Huertas Herrera A, Lencinas MV, Martínez Pastur G (2019) Trade-offs between management and conservation for the provision of ecosystem services in the southern Patagonian forests. En: Stanturf J (ed.), *Achieving sustainable management of boreal and temperate forests* Burleigh Dodds Science Publishing, pp. 33.
- Rosas YM**, Peri PL, Carrasco J, Lencinas MV, Pidgeon AM, Politi N, Martinuzzi S, Martínez Pastur G (2020) Improving the design of natural reserves networking in *Nothofagus* forests of Southern Patagonia using maps of potential biodiversity, human footprint maps, and the prioritization of the spatial conservation values. En: Shit PK, Reza H, Das P, Sankar Bhunia G (eds.), *Spatial modelling in forest resources management: Rural livelihood and sustainable development*. Springer-Nature: Environmental Science and Engineering. En prensa.
- Rosas YM**, Peri PL, Pidgeon AM, Martinuzzi S, Politi N, Pedrana J, Díaz Delgado R, Martínez Pastur G. Human foot print defying conservation strategies in Patagonian landscapes: Where we are and where we want to go?. En consideración.

Índice

Capítulo 1: Introducción general

1.1 Los servicios ecosistémicos	1
1.2 La biodiversidad y su interacción con los servicios ecosistémicos	3
1.3 El mapeo de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad	5
1.4 El rol de los bosques patagónicos en la provisión de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad	8
1.5 Conocimiento sobre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad en Santa Cruz	13
1.6 Problemáticas asociadas a la falta de información en Santa Cruz	15
1.7 Objetivo general	17
1.8 Hipótesis y predicciones	17
1.9 Objetivos específicos	18

Capítulo 2: Descripción del área de estudio

2.1 Ubicación	19
2.2 Clima y topografía	19
2.3 Áreas ecológicas	21
2.4 Desertificación	23
2.5 Áreas protegidas	25
2.6 Tipos de bosques	26

Capítulo 3: La biodiversidad de diferentes grupos taxonómicos para diferentes áreas ecológicas y tipos de bosques

3.1 Introducción	29
3.2 Materiales y Métodos	32
3.2.1 Mapas de hábitat potencial	32
3.2.2 Mapa de biodiversidad potencial	37
3.2.3 Mapas de áreas prioritarias para la conservación	40
3.2.4 Análisis del mapa de biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación	40
3.3 Resultados	42
3.3.1 Mapas de hábitat potencial	42
3.3.2 Mapa de biodiversidad potencial	46
3.3.3 Mapas de áreas prioritarias para la conservación	48
3.3.4 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación: Caracterización ambiental y áreas ecológicas	49

3.3.5 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación según áreas protegidas	54
3.3.6 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación en el paisaje forestal de los bosques de <i>Nothofagus</i>	55
3.4 Discusión	59
3.4.1 Mapas de hábitat potencial	59
3.4.1.1 Datos de presencia, variables ambientales y validación	59
3.4.1.2 Mapas de hábitat potencial por grupo taxonómico	62
3.4.2 Mapa de biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación	65
3.4.3 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación en el paisaje forestal de los bosques de <i>Nothofagus</i>	68
3.5 Conclusiones	70

Capítulo 4: Índice de huella humana para diferentes áreas ecológicas y distintos tipos de bosques

4.1 Introducción	72
4.2 Materiales y Métodos	73
4.3 Resultados	76
4.3.1 Mapa del Índice de huella humana	76
4.3.2 Cambios del índice de huella humana a través del paisaje	77
4.3.3 El índice de huella humana como herramienta para estrategias de conservación	78
4.4 Discusión	82
4.4.1 Mapa del índice de huella humana	82
4.4.2 El índice de huella humana y sus implicancias en la biodiversidad y servicios ecosistémicos	84
4.4.3 Naturalidad de los ambientes como estrategia de conservación	86
4.5 Conclusiones	89

Capítulo 5: Los servicios ecosistémicos para diferentes áreas ecológicas y tipos de bosques

5.1 Introducción	90
5.2 Materiales y Métodos	92
5.2.1 Servicios ecosistémicos de provisión	93
5.2.1.1 Probabilidad de presencia de oveja en ambientes abiertos	93
5.2.1.2 Índice de potencial silvopastoril en bosques de ñire	94
5.2.1.3 Volumen total sin corteza para los bosques de lenga y mixtos siempreverde	95
5.2.1.4 Densidad de pozos petroleros	96
5.2.2 Servicios ecosistémicos de regulación y soporte	97
5.2.2.1 Stock de carbono orgánico, fósforo total y nitrógeno total en el suelo	97

5.2.2.2 Heterocigosidad esperada en los bosques de <i>Nothofagus</i>	98
5.2.2.3 Productividad primaria neta anual	99
5.2.2.4 Hábitat natural	99
5.2.3 Servicios ecosistémicos culturales	99
5.2.4 Análisis de los mapas de servicios ecosistémicos	100
5.3 Resultados	101
5.3.1 Servicios ecosistémicos de provisión	101
5.3.1.1 Probabilidad de presencia de oveja en ambientes abiertos	101
5.3.1.2 Índice de potencial silvopastoril en bosques de ñire	102
5.3.1.3 Volumen total sin corteza para los bosques de lenga y mixtos siempreverde	103
5.3.1.4 Densidad de pozos petroleros	105
5.3.2 Servicios de regulación y soporte	106
5.3.2.1 Stock de carbono orgánico, fosforo total y nitrógeno total en el suelo	106
5.3.2.2 Heterocigosidad esperada en los bosques de <i>Nothofagus</i>	111
5.3.2.3 Productividad primaria neta anual	115
5.3.2.4 Hábitat natural	116
5.3.3 Servicios ecosistémicos culturales	116
5.3.4 Los servicios ecosistémicos según áreas ecológicas y áreas protegidas	117
5.3.5 Los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de <i>Nothofagus</i>	124
5.4 Discusión	131
5.4.1 Servicios ecosistémicos: modelados, mapeos y validación de los indicadores	131
5.4.2 Los servicios ecosistémicos en la provincia de Santa Cruz a escala regional	133
5.4.2.1 Servicios ecosistémicos de provisión	133
5.4.2.2 Servicios ecosistémicos de regulación y soporte	134
5.4.2.3 Servicios ecosistémicos culturales	138
5.4.3 Los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de <i>Nothofagus</i>	139
5.5 Conclusiones	143

Capítulo 6: Potenciales sinergias y compensaciones entre los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad

6.1 Introducción	144
6.2 Materiales y Métodos	145
6.2.1 Mapas finales de biodiversidad y servicios ecosistémicos	145
6.2.2 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos	146
6.3 Resultados	147
6.3.1 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el	

paisaje de la provincia de Santa Cruz	147
6.3.2 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de <i>Nothofagus</i>	152
6.3.3 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para los bosques de <i>Nothofagus antarctica</i> y <i>N. pumilio</i>	156
6.4 Discusión	160
6.4.1 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje de la provincia de Santa Cruz	160
6.4.2 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de <i>Nothofagus</i>	163
6.5 Conclusiones	166
 Capítulo 7: Conclusiones y Consideraciones finales	
 7.1 Conclusiones	168
7.2 Limitaciones encontradas en este estudio	170
7.3 Recomendaciones para investigaciones futuras	171
 Bibliografía	173
 Anexos	201

Estructura de la tesis

En una primera parte, esta tesis hace una introducción al concepto de servicios ecosistémicos donde se hace mención a la implicancia del rol de los bosques y en particular del género *Nothofagus* para la provisión de servicios y la biodiversidad en la provincia de Santa Cruz. Seguidamente, se describen las hipótesis, predicciones, objetivo general y objetivos específicos (Capítulo 1). En una segunda parte, se describe el área de estudio y sus principales características (Capítulo 2). En una tercera parte, se muestran los resultados del análisis espacial de la biodiversidad potencial, sus características en el paisaje de la provincia de Santa Cruz y en los bosques de *Nothofagus* en particular (Capítulo 3). En una cuarta parte, se muestran los resultados del análisis espacial del índice de huella humana y las presiones que ejerce sobre el paisaje de la provincia de Santa Cruz y en los bosques de *Nothofagus* en particular (Capítulo 4). En una quinta parte, se muestran los resultados del análisis espacial de los distintos servicios ecosistémicos en el paisaje de la provincia de Santa Cruz y en los bosques de *Nothofagus* en particular (Capítulo 5). En una sexta parte, se muestran los resultados de las sinergias y compensaciones entre los servicios ecosistémicos, y la conservación de la biodiversidad en el paisaje de la provincia de Santa Cruz y en los bosques de *Nothofagus* en particular (Capítulo 6). En el Capítulo 7, se presentan las consideraciones finales de los resultados de la presente tesis (Capítulo 7).

Capítulo 1

Introducción general

1.1 Los servicios ecosistémicos

La sociedad obtiene beneficios de una multitud de recursos y procesos que son suministrados por los ecosistemas naturales, denominados colectivamente como servicios ecosistémicos (Daily 1997). El concepto de servicios ecosistémicos se remonta a la década del 70, pero cobró impulso en la literatura científica en la década del 90 (De Groot 1992; Costanza et al. 1997; Daily 1997). En los últimos años el interés por este concepto se ha incrementado debido a la capacidad de conectar los ecosistemas naturales con baja intervención y bajo manejo con los intereses de la humanidad (Reyers et al. 2013), integrando diferentes conceptualizaciones y puntos de vista (ecológica, social, cultural y económica) (Martínez Pastur et al. 2016a, 2016b, 2017).

Desde entonces han aumentado fuertemente los esfuerzos para enmarcar este concepto en la práctica, generándose grupos interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos. En el año 2001 se inició la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA) cuyo objetivo fue evaluar las consecuencias de los cambios en los ecosistemas y generar las bases científicas necesarias para determinar acciones para mejorar la conservación y el uso sostenible de los servicios ecosistémicos, así como su contribución al bienestar humano. Luego, en el año 2007 se inició el proyecto TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) emprendido por Alemania y la Comisión Europea, como una iniciativa global centrada en hacer visibles los valores de la naturaleza, donde su principal objetivo fue integrar los valores de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones. Para esto, se diseñó un enfoque estructurado de la valoración, principalmente económica, que asista a los tomadores de decisiones en reconocer la amplia gama de beneficios que proporcionan los ecosistemas y la biodiversidad. En el 2010 la Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) reúne los esfuerzos internacionales para acordar una clasificación común de los servicios ecosistémicos, definidos como las contribuciones que los ecosistemas (biótico y abiótico) hacen al bienestar humano (Haines-Young y Potschin 2010a). Estas contribuciones pueden ser: (i) al aprovisionamiento de las necesidades materiales y energéticas a partir de los servicios de provisión, (ii) a la regulación y el mantenimiento del medio ambiente para los humanos a partir de los servicios de regulación y soporte, y (iii) a los servicios culturales de los ecosistemas que afectan los estados físicos y mentales de las personas.

En el año 2012 el IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem) fomentó aún el estudio sobre la conexión entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad, donde su objetivo principal es vincular la investigación y las comunidades para construir nexos y fortalecer el uso de la ciencia en la formulación de políticas. Mientras que, el MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) impulsó el estudio de los servicios ecosistémicos a partir de la evaluación y el mapeo del estado y las tendencias de los ecosistemas y sus servicios a partir de diferentes indicadores. En los últimos años se han generado muchos proyectos que incluyen múltiples sitios de estudio, monitoreo a largo plazo y modelos de implementación a

escala local. Por ejemplo, el proyecto OpenNESS (www.openness-project.eu) tuvo como objetivo traducir los conceptos de capital natural y servicios ecosistémicos en marcos operativos con iniciativas políticas. Por otro lado, OPERA (www.operas-project.eu) exploró cómo y bajo qué condiciones estos conceptos pueden ir más allá del dominio académico hacia la implementación de práctica para la gestión sostenible de los ecosistemas. Ambos proyectos desarrollaron una plataforma de sitio web, OPPLA (oppla.eu), con acceso abierto diseñado para personas con diversas necesidades e intereses (desde ciencias, políticas y prácticas, sectores públicos, privados y voluntarios, organizaciones grandes y pequeñas, así como individuos). Por otra parte, en Argentina, se encuentra la Comisión Nacional Asesora para la Conservación y Utilización Sostenible de la Diversidad Biológica (CONADIBIO) creada a partir del Decreto N° 1347/1997, que tiene como fin promover un mayor conocimiento y valoración de los bienes y servicios ecosistémicos a escala país; siendo los principales conectores hacia organismos internacionales como el IPBES.

Debido a la complejidad del concepto de servicios ecosistémicos, el modelo conceptual de cascada propuesta por Haines-Young y Potschin (2010b) (Figura 1.1-1), ha permitido comprender las conexiones que los servicios ecosistémicos generan entre el sistema natural y el social (Reyers et al. 2013).

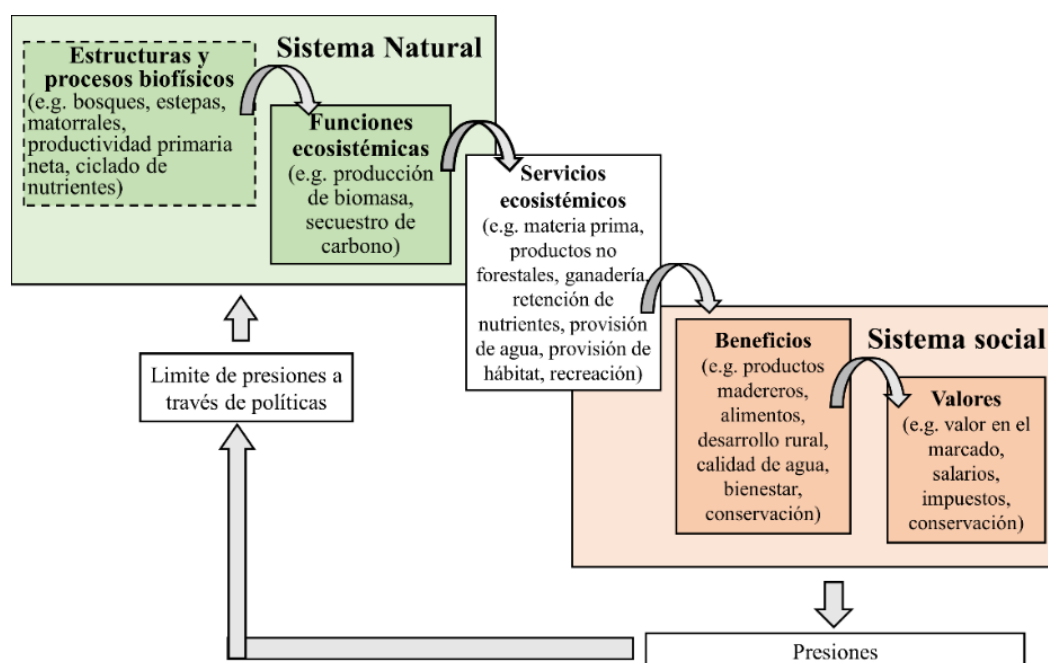


Figura 1.1-1 Modelo de cascada de servicios ecosistémicos basado en Haines-Young y Potschin (2010b).

Donde, los servicios de provisión (ej. madera) son generados a partir de diferentes funciones del ecosistema (ej. producción de biomasa), llamados muchas veces "servicios de soporte" (MEA 2005), que a su vez están respaldados por estructuras y procesos biofísicos (ej. bosques). Las funciones de los ecosistemas son intermedias entre los procesos y servicios ecosistémicos y se pueden definir como la "capacidad de los ecosistemas para proporcionar bienes y servicios que satisfagan las necesidades humanas, directa e indirectamente" (De Groot et al. 2010). El uso real de un bien o servicio proporciona diferentes beneficios (ej.

productos madereros) que a su vez pueden valorarse en términos económicos de mercado, sociales o ambientales (Braat y De Groot 2012; De Groot et al. 2012). Finalmente, el sistema social a través de los valores generados e intereses presentes generan presiones, reflejadas en leyes o normativas que afectan de forma positiva o negativa al sistema natural y por ende a los servicios ecosistémicos, determinando la cantidad y calidad de estos (Reyers et al. 2013).

En los últimos cincuenta años la degradación de los ecosistemas en el mundo, debido a la expansión urbana, la intensificación agrícola y la industrialización han llevado a una disminución importante de la provisión de los servicios ecosistémicos (Foley et al. 2005; Peri et al. 2016a) siendo la causa principal que afecta las distribuciones y abundancia de las especies (Cardinale 2012). Aquellas áreas donde espacialmente se congregan las actividades humanas y transformación de la tierra (Sanderson et al. 2002; Venter et al. 2016) con áreas de gran riqueza de especies o endemismo, presentan en gran medida implicaciones negativas para la biodiversidad debido a la modificación y fragmentación del hábitat, degradación del suelo y agua, y la sobreexplotación de especies nativas (Foley et al. 2005). Estos problemas son particularmente relevantes para los ecosistemas forestales y agroforestales (Martínez Pastur et al. 2002, 2007; Brockerhoff et al. 2008; Peri et al. 2016b). Algunos reportes científicos indican que: (i) nos hemos apropiado de más del 40% de la productividad primaria neta que se produce en la tierra cada año (Rojstaczer et al. 2001); (ii) hemos consumido el 35% de la productividad oceánica (Pauly y Christensen 1995) y (iii) hemos utilizado el 60% de la escorrentía de agua dulce (Postel et al. 1996). Los seres humanos hemos transformado los ecosistemas más rápidamente y extensamente que en ningún otro período de tiempo de la historia humana con el que se pueda comparar, en gran medida para resolver rápidamente las demandas crecientes de servicios ecosistémicos (ej. alimentos, agua dulce, madera, fibra y combustible) (MEA 2005; Braat y De Groot 2012). Estos beneficios han sido obtenidos a través de mercados bien establecidos, en detrimento de las funciones del ecosistema y la capacidad subyacente para continuar proporcionando otros servicios no monetarios (ej. actividades recreativas, secuestro de carbono, regulación del clima, calidad del agua) (MEA 2005; De Groot et al. 2012). Todas estas transformaciones han aportado considerables beneficios netos para el bienestar humano y el desarrollo económico, sin embargo también han dejado impreso el impacto humano sobre los ecosistemas (Sanderson et al. 2002) generado una disminución de las áreas naturales (Watson et al. 2016), pérdida de biodiversidad (Myers et al. 2000) y degradación de los servicios ecosistémicos (de Groot et al. 2012; Li et al. 2018).

1.2 La biodiversidad y su interacción con los servicios ecosistémicos

Siguiendo con el modelo de cascada de Haines-Young y Potschin (2010b), el eslabón inicial para la provisión de servicios ecosistémicos son las estructuras y procesos biofísicos que componen el sistema natural (Figura 1.1-1). La biodiversidad que habita estos ecosistemas supone un rol crítico para los procesos funcionales y finalmente el suministro de servicios ecosistémicos, donde éstos se obtienen sólo si los ecosistemas incluyen la biodiversidad que garantiza los procesos funcionales necesarios para su generación (Thompson et al. 2011;

Harrison et al. 2014; Mori et al. 2017). Algunos científicos indican que la biodiversidad actúa transversalmente, siendo un predictor de varias funciones y servicios ecosistémicos que son esenciales para el bienestar humano (Cardinale 2012). Mientras que, otros autores indican que la biodiversidad per se, es un servicio, siendo la base para el turismo natural o la regulación de plagas (Mace et al. 2012).

El sistema natural presenta interacciones entre los componentes bióticos (ej. biodiversidad) y abióticos (ej. clima o topografía) (Currie 2011) que influyen sobre la cantidad y calidad de provisión de los servicios ecosistémicos. Es decir, a medida que cambian las características físicas, químicas y biológicas de los componentes de los ecosistemas, también lo harán los procesos y servicios. La complejidad de estas interacciones es poco conocida, siendo muy difícil predecir cómo estos procesos e interacciones cambiarán bajo factores de estrés complejos y globales, como el cambio climático (Mace et al. 2012). Debido a que estas interacciones pueden ser positivas o negativas (Harrison et al. 2014), y que ocurren en gran medida a nivel de los procesos ecológicos, los impactos en los servicios del ecosistema pueden ser no lineales, difíciles de predecir y/o irreversibles (Carpenter et al. 2009). Algunos autores proponen que la biodiversidad presenta diferentes relaciones con los niveles de jerarquía de los servicios ecosistémicos (Mace et al. 2012), considerando a la biodiversidad como: (i) regulador de los procesos de los ecosistemas (ej. disponibilidad de nutrientes o la tasa de descomposición) determinados por la composición de las comunidades biológicas, donde una mayor biodiversidad se asocia con un aumento de las funciones del ecosistema (Frangi et al. 1997; Gargaglione et al. 2014), como así también las interacciones bióticas de mutualismo planta-planta, o presa-plaga que generan control sobre especies dañinas (González et al. 2015; Quintas-Soriano et al. 2016a); (ii) servicio final, donde la diversidad biológica a nivel de genes y especies contribuye directamente a la obtención de bienes (ej. plantas medicinas) (Ramírez et al. 1997); (iii) un bien valorado por los seres humanos, muchos componentes de la biodiversidad tienen un valor cultural que incluye la apreciación de la vida silvestre, los lugares escénicos, lo espiritual, educativo, religioso y recreativo (Martínez Pastur et al. 2016b).

La iniciativa MAES (2013) describe los diferentes roles que cumple la biodiversidad en la entrega de los servicios ecosistémicos. Por ejemplo, la diversidad genética de las especies silvestres interviene en la calidad y producción de los servicios de provisión (ej. volumen de madera) o en la susceptibilidad a plagas, variaciones climáticas y al calentamiento global (De Groot et al. 2010; Gamfeldt et al. 2013). Además, la riqueza de especies es altamente significativa para los servicios de provisión (ej. producción de biomasa), y de soporte y regulación (ej. regulación del agua, secuestro del carbono del suelo) (Perera et al. 2018). A sí mismo, las interacciones bióticas entre especies (ej. depredación, parasitismo, competencia y facilitación) tienen consecuencias importantes para los servicios e incluyen interacciones directas, como la polinización, los hongos micorrízicos y los microorganismos fijadores de nitrógeno, los enlaces entre plantas, herbívoros y dispersores de semillas, y los organismos que modifican las condiciones del hábitat como los castores (Henríquez y Lusk 2005; Morales y Aizén 2006; Hewitt et al. 2018). Las interacciones indirectas que involucran a más de dos especies incluyen patógenos que afectan a los herbívoros y por ende al pastoreo (MEA 2005). El cambio en esta interacción puede llevar a alteraciones desproporcionadamente grandes, irreversibles y a menudo negativas en los procesos del ecosistema.

Por otra parte MAES (2013) incluyen a las estructuras biofísicas como parte del rol de la biodiversidad, proporcionando diferentes condiciones ecológicas y de hábitat para la biodiversidad asociada a la provisión de servicios ecosistémicos (MEA 2005), como son las diferentes condiciones microclimáticas que están asociadas a estructuras o dinámicas específicas (ej. dinámica de gaps o madera muerta) (Grove y Meggs 2003). Mientras que, los rasgos funcionales reflejan adaptaciones a la variación en el entorno físico, biótico y en las compensaciones (ecofisiológicas y/o evolutivas), y además ayudan a la biodiversidad asociada con la provisión de servicios. Por otra parte el tipo, rango y la abundancia relativa de rasgos funcionales ejercen un control significativo sobre diferentes servicios a través de los organismos y ecosistemas (de Bello et al. 2010). Finalmente, los procesos ecológicos de los ecosistemas naturales esenciales para la biodiversidad regulan la dinámica de los ecosistemas, y la estructura y dinámica de las comunidades biológicas (Mace et al. 2012).

La pérdida de estas interacciones entre los componentes de la biodiversidad pone en peligro la provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar humano (Díaz et al. 2006; Currie 2011; Thompson et al. 2011; Cardinale 2012). El desarrollo de las sociedades basado en el uso de la biodiversidad (ej. producción forestal) puede comprometer fuertemente los procesos y la entrega de los diferentes servicios al alterar los ecosistemas (Carpentier et al. 2016). Debido a los compensaciones entre el manejo forestal, especies invasoras, ganadería y turismo entre otros, presentes en la región Patagónica (Anderson et al. 2009; Lencinas et al. 2009; Martínez Pastur et al. 2017), los bosques son los ecosistemas que mayores compensaciones de uso e impacto presentan en la actualidad (Luque et al. 2010).

1.3 El mapeo de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad

Cuantificar la relación entre la biodiversidad y los diferentes servicios ecosistémicos sólo se ha logrado en algunas situaciones experimentales (MEA 2005), siendo un área de investigación actualmente activa. Sin embargo, determinar la relación entre la biodiversidad y el bienestar humano ha sido muy difícil, debido a la falta de datos para respaldar conclusiones sólidas (Cardinale 2012; Ala-Hulkko et al. 2019). En los últimos años, el desarrollo de nuevas tecnológicas ha impulsado al estudio de los servicios ecosistémicos desde diferentes ópticas y escalas de análisis, siendo el mapeo una de las metodologías más empleadas (Maes et al. 2012; Martínez-Harms y Balvanera 2012; Martínez Pastur et al. 2016b, 2017).

Muchas veces se considera que para la obtención de mapas se requiere de un extenso conjunto de datos espaciales que abarque la heterogeneidad de toda el área de interés o gran parte de ella. Sin embargo, obtener la cobertura completa de datos fiables podría ser una limitante para estudios que abarcan grandes áreas (ej. nivel país o provincial) o lugares remotos de difícil acceso (Maes et al. 2012). Cuando no se dispone de grandes bases de datos, se pueden utilizar proxys derivadas de la literatura (ej. relación temperatura-precipitación), re-análisis de mapas ya elaborados o modelos de proceso (ej. regresiones múltiples) (Stephens et al. 2015). Varios estudios combinan conjuntos de datos espaciales y modelos para mapear diferentes servicios (ej. De Groot et al. 2010; Haines-Young et al. 2012; Martínez Pastur et al. 2016b, 2017).

Gran parte del mapeo de servicios ecosistémicos se basan en describir características del paisaje que solo incluyen la cobertura del suelo o la cobertura de los usos del suelo (ej. plantaciones, ganadería), siendo escasa la información espacial sobre los servicios ecosistémicos en el paisaje. En algunos casos, los servicios se relacionan directamente con características observables del paisaje (ej. cubierta forestal con la producción de madera) (Gamfeldt et al. 2013; Ruiz-Benito et al. 2014). Mientras que, otros servicios se relacionan con diferentes tipos de cobertura del suelo (ej. producción de biomasa del sotobosque) o con procesos subterráneos imposibles de observar directamente (ej. carbono del suelo) (Cordingley et al. 2016). Además, algunas plataformas globales de imágenes digitales (ej. Google Earth) pueden ser utilizadas para identificar y mapear los servicios culturales a escalas regionales (Casalegno et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2016b). Esta técnica permite identificar características sociales y biofísicas asociadas con la provisión de servicios culturales.

Los estudios basados en el mapeo y el modelado de los servicios ecosistémicos han sido utilizado para analizar la distribución espacial en planos locales (Koschke et al. 2012; Cordingley et al. 2016), regionales (Ala-Hulkko et al. 2019) y globales (Naidoo et al. 2008). Estos avances metodológicos han permitido evaluar a los servicios ecosistémicos bajo diferentes perspectivas de análisis (De Groot et al. 2010; Raudsepp-Hearne et al. 2010; Andrew et al. 2014): (i) determinar los servicios ecosistémicos en función de características bio-físico-geográficas del área (Casalegno et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2016b, 2017); (ii) visualizar la ubicación geográfica de los servicios y la heterogeneidad espacial en la cantidad y calidad de los mismos. En este sentido, la heterogeneidad espacial en la prestación de los servicios ecosistémicos es el resultado de las diferencias en las condiciones biofísicas y socioeconómicas a diferentes escalas (Wood et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2017).

Por otro lado, existen diferentes tipos de mapeo de la biodiversidad, los cuales presentan ventajas y desventajas según los objetivos, datos disponibles y la escala del paisaje a analizar (Rodríguez et al. 2007, Andrew et al. 2014). Por una parte, se encuentran los mapas de ocurrencia de especies, los cuales son útiles cuando se conoce bien el vínculo entre especies y servicios o cuando la especie es el servicio en sí (ej. alimentos), y los mapas del tipo de cubierta forestal que utilizan datos espectrales del dosel dominante o la heterogeneidad de los valores de reflectancia dentro de un conjunto de píxeles y los relacionan con la biodiversidad (Rocchini et al. 2015). Finalmente se encuentran los mapas de modelado de la distribución del hábitat potencial de las especies y la biodiversidad que permiten relacionar datos de presencia de las especies con variables ambientales predictivas (Rodríguez et al. 2007). Para esto, existen diferentes softwares (ej. Biomapper, Maxent) (Guisan y Zimmermann 2000; Hirzel et al. 2002; Soberón y Peterson 2005; Elith y Leathwick 2009) que permiten utilizar correlatos ambientales de percepción remota (ej. variables climáticas) (Hijmans et al. 2005) y datos de presencia de especies (Hirzel et al. 2006), siendo recomendados para zonas remotas con escasa disponibilidad de datos (Newbold 2010; Anderson 2012; Martínez Pastur et al. 2016c). El mapeo de la biodiversidad ha permitido: (i) cuantificar la relación entre las especies y su ambiente (Acevedo et al. 2010; Bajocco et al. 2016); (ii) analizar el hábitat pasado, actual o potencial de las especies (Estrada-Peña y Venzal 2007; Breitman et al. 2015); (iii) analizar diferentes alternativas de conservación para las especies considerando los potenciales riesgos frente a cambios climáticos o eventos catastróficos (Homburg et al. 2014); y (iv) determinar nuevas áreas de

conservación para especies poco representadas dentro del actual sistema de áreas protegidas (Buse et al. 2007; Quevedo et al. 2017).

Además de las diferentes ópticas de análisis en el mapeo de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, es importante considerar las implicancias de la escala (ej. alta o baja resolución) en la generación y análisis de los mapas. Para analizar las implicancias de la escala en el mapeo, es importante considerar la resolución (tamaño de pixel) y la extensión del área de estudio, debido a que mapear a una gran extensión no siempre implica considerar una baja resolución (Guisan y Thuiller 2008).

La primera consideración que debe ser analizada cuando se usan datos de campo (ej. puntos de muestreo o presencia) y se combianan con imágenes satelitales, es la discrepancia entre la resolución a la que se muestrearon los datos de campo (ej. tamaño de la parcela) y la resolución de las variables predictoras. De manera óptima, ambas deberían ser iguales, sin embargo muchas veces esto es imposible (ej. resolución mínima de una imagen puede ser muy grande para llevar un muestreo real a campo), siendo la unidad de muestreo mucho más pequeña. Usualmente, en los estudios de modelado de la distribución del hábitat potencial de las especies, los datos de campo se reescalan a una resolución más gruesa para coincidir con las variables predictoras (Guisan y Thuiller 2008). A pesar de que una resolución más fina generalmente proporciona mejores predicciones para organismos fijos o muy localmente móviles, se corre el riesgo de que si una ubicación geográfica es incorrecta, la celda que representa el hábitat es diferente a la que realmente ocurrió (Guisan et al. 2007).

Muchos datos espaciales disponibles presentan una escala relativamente fina (ej. variables climáticas del WorldClim), sido ampliamente utilizados para el modelado de hábitat potenciales de diferentes especies (Breitman et al. 2015; Bajocco et al. 2016; Quevedo et al. 2017) y servicios ecosistémicos (De Groot et al. 2010; Haines-Young et al. 2012; Martínez Pastur et al. 2016b, 2017). A pesar de que estos productos están limitados por la frecuencia de datos de las estaciones climáticas y las técnicas de interpolación, son muy útiles para aquellas áreas donde la creación de mapas climáticos a partir de estaciones meteorológicas es muy complicado debido a la extensión del área de estudio y disponibilidad de datos (Newbold 2010; Anderson 2012; Martínez Pastur et al. 2016c), siendo los mapas locales disponibles (ej. mapas climáticos de INTA) muy generales, presentando una menor heterogeneidad espacial, principalmente en áreas montañosas (Bianchi y Cravero 2010). Sin embargo el uso de datos de campo y de escala fina, para la creación de algunas variables predictoras topográficas (ej. elevación) deben ser consideradas debido a la gran implicancia que tener sobre aquellas especies que habitan áreas montañosas (Martínez Pastur et al. 2016c). Además de la heterogeneidad ambiental, la escala de las variables predictoras debe visualizar patrones coherentes con la distribución de las especies, ya que algunos patrones observados en una escala pueden no ser evidentes en otra escala (Graham y Hijmans 2006), es por esto que las variables seleccionadas dependen de la escala a analizar (Hortal et al. 2010). A pesar de todo lo anteriormente expresado, Guisan et al. (2007) no encontró diferencias muy importantes en los modelos de distribución al cambiar el tamaño del pixel (ej. 100 m a 1 km) para diferentes regiones, técnicas y especies.

Por otra parte, es importante considerar a la escala en el mapeo de los servicios ecosistémicos, donde toma importancia tanto para la producción, consumo y manejo de los mismos (Raudesepp-Hearne y Peterson

2016). Para los fines de esta tesis, solo analizaremos las implicancias de la escala para la producción ya que no se analizara el consumo por usuarios, sin embargo entender la escala de consumo es la clave para el desarrollo efectivo de prácticas de manejo y la identificación de potenciales conflictos. Para determinar la escala de producción de los servicios ecosistémicos es necesario identificar la escala de todos los componentes del sistema que contribuyen al servicio (Fisher et al. 2009). Raudesepp-Hearne y Peterson (2016) encontraron que los cambios en la escala de observación (ej. 1 km² a 75 km²) de los servicios ecosistémicos no afectan en gran medida al número, fuerza y el tipo de correlación detectado entre los servicios ecosistémicos, siendo consistentes las sinergias y compensaciones a través de las escalas. Estos resultados son de gran importancia ya que, debido a la escasa información disponible sobre servicios ecosistémicos, los análisis deben hacerse con la escala a la cual se encuentran los datos disponibles.

El mapeo de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad pueden ser usados en conjunto para diseñar políticas a escala de paisaje y evaluar el efecto de las estrategias del uso de la tierra en relación con los potenciales servicios que puede brindar cada paisaje (De Groot et al. 2010; Cordingley et al. 2016; Martínez Pastur et al. 2017), contemplando la conservación de la biodiversidad presente en el ecosistema. Esta es una tarea compleja ya que es necesario conocer a que escala se producen, usan o son accesibles los servicios ecosistémicos, ya que muchos paisajes presentan conflicto de intereses entre usuarios (Raudesepp-Hearne y Peterson 2016), al presentar más de un servicio al mismo tiempo (ej. servicios de provisión y soporte) y en el mismo espacio especies carismáticas (ej. hábitat del guanaco y la ganadería) o en peligro (ej. el hábitat del huemul y los bosques) que son de interés para su conservación. Esto en general influye en la toma de decisiones (Briceño et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2017), condicionando la oferta de los servicios y afectando a la biodiversidad. El conocimiento específico de la distribución, cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos permite identificar estas relaciones positivas y/o negativas, donde aquellas áreas con altas presiones sobre sus recursos requieren de una gestión que promueva el uso sostenible considerando los múltiples intereses sobre el paisaje (De Groot et al. 2010).

1.4 El rol de los bosques patagónicos en la provisión de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad

Las regiones templadas del mundo han sido las más alteradas por las actividades humanas, con impactos significativos en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos (Franklin 1988; Luque et al. 2010; Lindenmayer et al. 2012). Sin embargo, los bosques templados en América del Sur representan casi un tercio de los pocos bosques templados que aún no se han alterado fuertemente (WRI 2003). En particular, los ecosistemas forestales proporcionan servicios ecosistémicos esenciales para la humanidad (FAO 2010; Gamfeldt et al. 2013) y desempeñan un papel multifuncional que equilibra las necesidades humanas con la producción de otros bienes y servicios, incluido el hábitat para organismos dependientes de los bosques (Lindenmayer y Franklin 2002; Thompson et al. 2011).

En los bosques de Patagonia Sur, podemos reconocer las tres categorías de servicios ecosistémicos propuestas por MEA (2005). Los bosques de *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst (ñire) presentan como servicios de provisión la extracción de fibra para postes, varas y leña, aunque las características de su madera podrían hacerla interesante para varias industrias como la confección de tableros y mueblería (Peri y Ormaechea 2013). En general, esta especie ha sido relegada del manejo forestal por ser considerada de baja productividad maderera y escaso valor comercial, ya que los individuos presentan una madera nudosa y torcida (Del Fierro 1998), con excepciones para rodales creciendo en la mejor calidad de sitio, presentando un importante potencial para la industria del aserrado (Martínez Pastur et al. 2008, Ivancich et al. 2010). Sin embargo, debido a su ubicación y distribución, el ñire es considerado una especie de gran importancia económica para el sector agropecuario por su servicio de provisión de material vegetal (biomasa del sotobosque) para la cría de animales, donde aproximadamente un 70% de estos bosques mantienen diferentes grados de uso ganadero (Peri et al. 2016a). Históricamente, se ocupó toda la estepa y pastizales para la ganadería y posteriormente se amplió el pastizal mediante la remoción del bosque por medio de incendios (Rothkugel 1916). Luego, esta práctica de transformación fue señalada como inaceptable para el desarrollo forestal (Alfonso 1942; Alonso et al. 1968). Actualmente, en los bosques de ñire bajo uso ganadero se promueve el manejo silvopastoril donde se involucran tres componentes en una misma unidad de superficie: arboles, pasturas y ganado (Peri et al. 2016a). Estos sistemas productivos están diseñados para aumentar la provisión de servicios ecosistémicos de bosques manejados, por ejemplo, incluir diferentes tipos de ganado en los ecosistemas (ej. ganado vacuno, cabras, ovejas) generando más productos comerciales (ej. carne, leche, lana, cuero) a partir de un aumento de la productividad del pastizal luego de los raleos, que a la vez provee de madera.

Por otra parte, los bosques de *N. pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser (lenga) presentan como servicio de provisión principalmente la extracción de fibra para la fabricación de muebles debido a las buenas características de su madera y de rendimiento de madera de los rodales (Martínez Pastur et al. 2000; Peri et al. 2019a). Estos bosques suelen ser aprovechados, regenerados y manejados según múltiples propuestas silvícolas (Martínez Pastur et al. 2000, 2013, 2019; Gea et al. 2004; Bava y López Bernal 2005) basadas principalmente en criterios económico-forestales (costo, rendimiento y crecimiento) para buscar transformar el bosque primario en bosques secundarios de alta productividad maderera (Cellini et al. 2013), sin embargo a lo largo del tiempo estas prácticas han llegado a que combinar variables económicas, ecológicas y sociales (ej. retención variable) (Martínez Pastur et al. 2019). Los bosques presentan otros servicios de provisión como alimentos (ej. frutas, nueces, champiñones, miel o especias), plantas farmacéuticas y otros productos industriales no leñosos (MEA 2005; Quintas-Soriano et al. 2016a). Otro servicio de provisión es la obtención de agua limpia, donde los beneficios incluyen tanto usos directos (ej. consumo de agua potable, riego, cultivos o recreación) como indirectos (ej. estética o conservación de la naturaleza). Los bosques pueden ayudar a cumplir con los requisitos de cantidad y calidad de agua limpia a través de la reducción de la sedimentación, la filtración de nutrientes y la retención y el almacenamiento de agua para evitar inundaciones (Kreye et al. 2014). Es decir, la conservación de la cubierta forestal se puede considerar como una manera relativamente económica de obtener agua limpia

(Ernst et al. 2004), donde los cambios climáticos y la extracción de madera tienen un impacto significativo en los recursos hídricos al alterar los procesos hidrológicos (Sun y Vose 2016).

Los ecosistemas forestales son importantes para los servicios de regulación y soporte contribuyendo en la estabilidad del clima, al fijar los gases de efecto invernadero y otros contaminantes de la atmósfera y al filtrar las partículas de polvo del aire. Por otra parte, la degradación de la estructura forestal o la deforestación para el cambio en el uso del suelo afectan directamente el riesgo de desastres naturales (ej. tormentas, inundaciones y sequías) (FAO 2010), lo que aumenta la vulnerabilidad de los ecosistemas naturales. La retención del suelo y la regulación del agua también dependen del mantenimiento de la cubierta forestal y los sistemas de raíces intactos (Schindler et al. 2016). Las raíces de los árboles estabilizan el suelo y regulan la escorrentía del agua, a su vez el follaje intercepta las precipitaciones, lo que evita la compactación y la erosión del suelo desnudo (De Groot et al. 2002; Panagos et al. 2015). El control natural de plagas es otro servicio de regulación y soporte, donde algunas especies de los bosques (ej. avispas, búhos y murciélagos) ayudan a regular enfermedades (González et al. 2015; Quintas-Soriano et al. 2016a). Además, la polinización que proporcionan las especies que solo viven en tierras boscosas son esenciales para algunas producciones como las de hortalizas, legumbres y frutas (Morales y Aizen 2006; Quintas-Soriano et al. 2016a). Por otro lado, la formación de suelo en los bosques es uno de los servicios más importantes, y se caracteriza por ser un proceso muy lento (Lal y Lorenz 2012). El dosel del bosque influye en los ciclos de nutrientes y agua, alterando las condiciones hidrológicas al redirigir las precipitaciones, reducir la acumulación de nieve y eliminar el agua del suelo a través de la transpiración (Prescott 2002). Todas estas variables afectan la descomposición de la materia orgánica animal y vegetal y la liberación de nutrientes, que también están fuertemente influenciados por el clima (De Groot et al. 2002), siendo para los bosques de *Nothofagus* un proceso muy lento (Frangi et al. 1997). La productividad primaria neta anual está vinculada con la provisión de distintos servicios ecosistémicos, donde los paisajes forestales representan el 75% de la producción primaria bruta terrestre y el 80% de la biomasa vegetal total (Perera et al. 2018), influyendo en los servicios de provisión como la ganadería, o de regulación y soporte como la retención de nutrientes y mitigación del carbono. La productividad primaria neta anual se ve muy afectado por eventos climáticos (ej. sequías) presentando diferentes comportamientos en diferentes partes del mundo, donde el aumento de las temperaturas reduce la productividad en las selvas tropicales del Amazonas, pero aumenta la productividad en el hemisferio norte (Zhao y Running 2010; Chen y Luo 2015). Finalmente, la provisión de hábitat para todas las plantas y animales silvestres está relacionado a la salud de los hábitats, una condición previa necesaria para la provisión directa o indirectamente de todos los otros servicios ecosistémicos (De Groot et al. 2002).

Por otra parte, la belleza escénica, la recreación y el ecoturismo son importantes servicios culturales que aportan los bosques para el descanso, la relajación y la motivación de las personas (De Groot et al. 2002), donde se incluyen diferentes actividades recreativas como caminatas, campamentos y pesca recreativa. Para los ecosistemas forestales patagónicos, Martínez Pastur et al. (2016b) encontró que los bosques relacionados a las montañas presentan altos valores estéticos apreciados por sus bellezas escénicas, mientras que los valores de existencia se vinculan a especies carismáticas o en peligro (ej. *Hippocamelus bisulcus*) y cercanías a Parques

Nacionales (ej. Los Glaciares). Por otra parte, la recreación y la identidad local se vinculan más a los bosques de ñire, debido a su relación con actividades tradicionales (ej. ganadería) y su cercanía a las rutas y pueblos.

Como se mencionó anteriormente en la sección 1.2 de este capítulo, es importante poder identificar los componentes de la biodiversidad que son responsables de la entrega de los diferentes servicios ecosistémicos para desarrollar estrategias de gestión y conservación a diferentes niveles de paisaje (Mace et al. 2012; MAES 2013; Cordingley et al. 2016), siguiendo con la propuesta de MAES (2013) a continuación se describen las características de la biodiversidad de los bosques de *Nothofagus* en Patagonia Sur (Figura 1.4-1). Los bosques de *Nothofagus* presentan una baja diversidad genética a pesar de crecer en una amplia gama de entornos y condiciones ecológicas. Ramírez et al. (1997) determinaron que *N. antarctica* (ñire) es la especie con la plasticidad fenotípica más grande. Esta plasticidad fenotípica está relacionada con las variables climáticas (temperatura, precipitación y radiación) y topográficas (elevación) generando diferentes morfotipos (ej. krummholz; Soliani et al. 2017) o rasgos funcionales relacionados con el amplio rango de hábitat en el cual se la encuentra, presentando una gran diversidad de morfotipos que se desarrollan en diferentes hábitats (ej. desde el nivel del mar hasta la línea de árboles). Tanto la lenga como el ñire están ampliamente distribuidos en la cordillera de los Andes (más de 2500 km), donde existen siete regiones geográficas genéticas cada una con una homogeneidad genética que la distingue (Soliani et al. 2017).

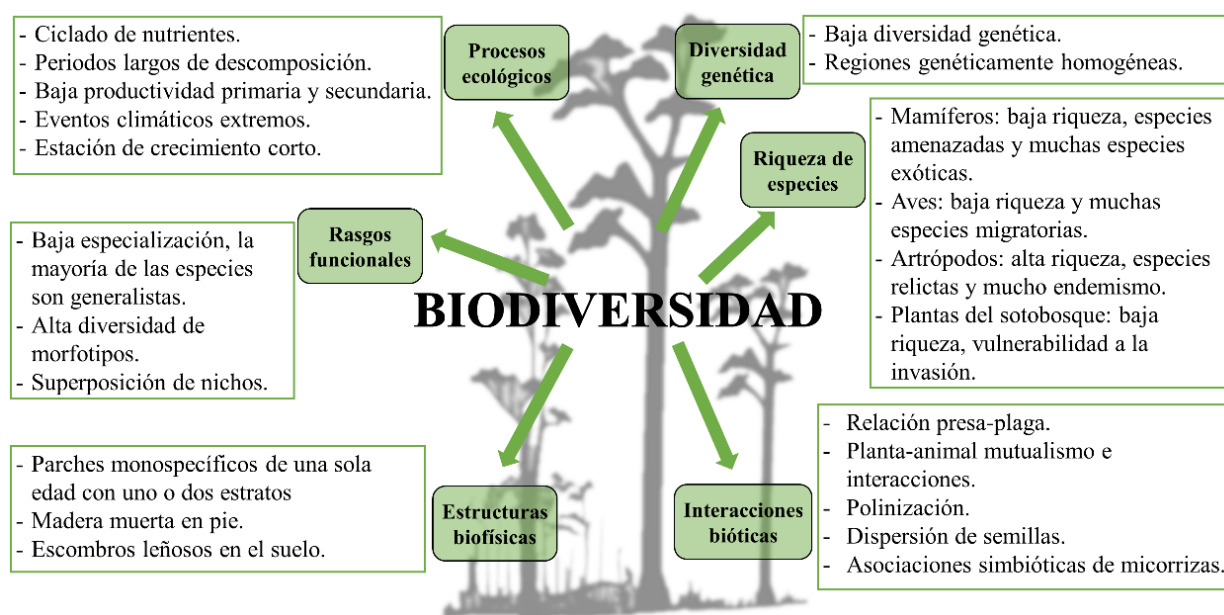


Figura 1.4-1 Caracterización de los diferentes roles multifacéticos de la biodiversidad en bosques de *Nothofagus* basado en MAES (2013).

Por otra parte, la riqueza de especies en estos bosques es baja en comparación con otros bosques templados (Lencinas et al. 2008a; Hudson et al. 2017) con pocas especies especializadas y muchas generalistas. Debido a que los paisajes fueron moldeados por glaciares (Rabassa et al. 2000), varias especies estuvieron aisladas durante miles de años generándose altos endemismos. Por ejemplo, existen pocas especies de

mamíferos, y la mayoría de ellas tienen una distribución de hábitat limitada (ej. *Lontra provocax*, pudú-pudú) (Bonino et al. 2005) o están en peligro de extinción (ej. *Hippocamelus bissilcus*, huemul) (Vila et al. 2006; Smith-Fluck et al. 2011), mientras que otras especies como *Lama guanicoe* (guanaco) o *Puma concolor* (puma) están ampliamente distribuidas y ocupan la mayoría de los ecosistemas a nivel de paisaje (Bonino et al. 2005). La mayoría de las especies de aves son generalistas, presentando una baja riqueza en los bosques de *Nothofagus pumilio* (Lencinas et al. 2005, 2009) donde cerca del 33% de las especies son migratorias (Ippi et al. 2009; Martínez Pastur et al. 2015). En contraste, los artrópodos presentan una mayor riqueza (cerca de 400 especies), aunque muchos aún no están descritos taxonómicamente (Lencinas et al. 2008b) y existen muchas especies únicas, raras y reliquias (Lanfranco 1977; McQuillan 1993). Finalmente, las plantas del sotobosque en los bosques de *Nothofagus* son muy limitadas en comparación con otros tipos de vegetación, donde el ensamblaje de especies llega a 20-40 plantas vasculares (Lencinas et al. 2008a; Peri y Ormaechea 2013, Peri et al. 2019a).

Diferentes especies (ej. insectos, avispas y plantas) que viven en los bosques presentan interacciones bióticas entre ellas, como relaciones presa-plaga que controlan las especies que dañan las especies de árboles maderables (González et al. 2015; Quintas-Soriano et al. 2016a), o mutualismos de animales y plantas que brindan diferentes servicios ecosistémicos (Henríquez y Lusk 2005). Morales y Aizén (2006) encontraron que la flora de los bosques templados de la Patagonia sustenta una comunidad diversa de visitantes de flores, compuesto principalmente de insectos nativos y algunos insectos exóticos, donde el orden más importante es himenópteros. Armesto et al. (1987) identificaron diferentes interacciones entre plantas y animales, como aves y lagartos frugívoros que contribuyen a la dispersión de semillas. Finalmente, las interacciones con micorrizas simbióticas son cruciales para la supervivencia de las plántulas en ambientes forestales perturbados (Hewitt et al. 2018).

Los bosques de *Nothofagus* presentan estructuras biofísicas simples, en su mayoría son monoespecíficos de una sola edad con uno o dos estratos (Martínez Pastur et al. 2013), determinando una riqueza relativamente baja en comparación con otros bosques templados (Lencinas et al. 2008a). Estos bosques suelen presentar una gran acumulación de detritos leñosos en el suelo que son compatibles con muchos grupos de insectos (Spagarino et al. 2001; Grove y Meggs 2003) y briofitas (Lencinas et al. 2008c; Müller et al. 2015). Cuando los bosques son cosechados mediante métodos de retención variable, la riqueza de especies de plantas aumenta debido a un incremento en la disponibilidad de luz y agua, sin embargo, los insectos especialistas del bosques nativos disminuyen debido a la pérdida de hábitats (ej. árboles maduros) (Soler et al. 2016). En otros sistemas de manejo como el silvopastoril en bosques de ñire, la presencia de residuos de madera gruesa ha sido identificada como un aspecto negativo relacionado a los servicios de provisión de carne y lana al disminuir la producción de biomasa del sotobosque (ej. el 20% de la cobertura de residuos leñosos reduce un porcentaje similar de biomasa de sotobosque) (Peri et al. 2016a). Por último, los procesos ecológicos que se desarrollan en los bosques de *Nothofagus* regulan fuertemente la dinámica del ecosistema, la estructura y dinámica de las comunidades biológicas (Mace et al. 2012), siendo la disponibilidad de nutrientes (Gargaglione et al. 2014) y la tasa de descomposición baja (los registros indican que se requieren más de 400 años para liberar completamente los nutrientes inmovilizados en troncos gruesos) (Frangi et al. 1997). En latitudes altas, como en Tierra del Fuego,

las condiciones climáticas extremas y la corta temporada de crecimiento (Massaccesi et al. 2008) conducen a una baja producción primaria y secundaria, lo que condiciona a la biodiversidad potencial y los servicios ecosistémicos asociados.

Teniendo en cuenta las contribuciones sustanciales de los servicios de los ecosistemas forestales a la sociedad global (Thompson et al. 2011) y los bosques de *Nothofagus* en particular (Lencinas et al. 2008a, 2008b, 2008c; Barbier et al. 2008), los sectores forestales (profesionales y científicos) y los sectores públicos (gobiernos) tienen una responsabilidad significativa en la integración del uso de servicios ecosistémicos y conservación de la biodiversidad para las sociedades futuras. En este contexto, en Argentina la Ley n° 26331 impulsa ésta integración a partir del uso sustentable en su Artículo 4° el cual promueve un uso de los bosques nativos de forma e intensidad que permita mantener su biodiversidad, productividad, vitalidad, potencialidad y capacidad de regeneración, para atender, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes en el ámbito local y nacional, sin producir daños a otros ecosistemas, manteniendo los servicios ambientales que prestan a la sociedad. Esto toma predominancia al considerar los principales servicios ambientales que los bosques nativos brindan a la sociedad: la regulación hídrica, conservación de la biodiversidad, suelo y calidad del agua, fijación de gases de efecto invernadero, contribución en la diversificación y belleza del paisaje, defensa de la identidad cultural (Artículo 5°), polinización, ciclado de nutrientes y especialmente, como reserva de variabilidad (Peri y Ormaechea 2013). La aplicación de esta ley, contempla el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos considerando tres categorías de conservación, entre estas, la categoría II (amarilla) representada por sectores de bosque nativo de mediano valor de conservación sujetos a diversos usos con planes de manejo (aprovechamiento sostenible, turismo, recolección, sistemas silvopastoriles), en la que busca balancear la producción y la conservación. Recientemente, en el marco de esta ley, se ha acordado el "Plan Nacional de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada" (PNMBGI 2015) entre el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, cuyos lineamientos pretende la combinación de actividades ganaderas y forestales que permitan el mantenimiento de los componentes estructurales y funcionales del bosque nativo, y por ende de sus servicios ecosistémicos.

1.5 Conocimiento sobre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad en Santa Cruz

Los estudios relacionados con los servicios ecosistémicos en Patagonia Sur han sido de gran importancia para el desarrollo de economías regionales (ej. ganadería extensiva). Esto ha determinado importantes investigaciones sobre los servicios de provisión, mientras que los servicios de regulación y soporte no han sido fuertemente estudiados.

En Santa Cruz, se pueden mencionar principalmente estudios a escala predial relacionados a la producción ganadera de los ecosistemas, como son las estimaciones de capacidades de carga animal (Andrade et al. 2016), las relaciones entre el ganado y la biodiversidad (ej. plantas, guanaco) (Pedrana et al. 2010; Peri et al. 2013b; Travaini et al. 2015) y el efecto de la ganadería sobre diferentes características del ecosistema (ej.

propiedades del suelo) (Peri et al. 2016a). Otros estudios sobre servicios de provisión se relacionan con la producción forestal, donde se han realizado estimaciones para determinar el volumen potencial de madera extraíble para las especies de *Nothofagus* (Peri et al. 2019a) principalmente para bosques de lenga y la implementación de diferentes propuestas silvícolas considerando aspectos económicos y de conservación (Gea et al. 2004; Martínez Pastur et al. 2009, 2019). En los bosques de ñire los estudios se han relacionado principalmente sobre los sistemas silvopastoriles, determinando diferentes prácticas silvícolas que permitan utilizar el bosque como leña, postes y varas, y al sotobosque como forraje para los animales (Peri y Ormaechea 2013, Peri et al. 2016a). Debido a la gran cantidad de estudios a escala predial distribuidos por toda la provincia, existen redes de parcelas permanentes que permiten monitorear año a año las relaciones bióticas y abióticas presentes en los ecosistemas bajo producción (ej. red PEBANPA) (Peri et al. 2016c). Caben mencionar, otros estudios relacionados a la producción petrolera que evalúan el impacto de disturbios lineales (ej. rutas de accesos, exploraciones a partir de sísmicas) sobre los ecosistemas generando fragmentación del hábitat (Buzzi et al. 2019) y potencial desertificación (Del Valle et al. 1998; Gaitán et al. 2019).

Por otra parte, podemos mencionar algunos estudios sobre servicios de regulación y soporte en la provincia de Santa Cruz que se relacionan con la regulación del clima, debido al secuestro de carbono por parte de los bosques de ñire (Peri et al. 2017), determinación del rol de factores abióticos y bióticos que participan en la regulación de la erosión hídrica (Gaitán et al. 2017) y ciclado de nutrientes o fertilización del suelo en zonas esteparias (Peri et al. 2016a, 2019b) y boscosas (Peri et al. 2010).

Los estudios sobre los servicios culturales se relacionan principalmente con el potencial turístico de un lugar (ej. Parques Nacionales) donde los atributos naturales determinan un elevado número de visitas, siendo los parques y reservas naturales de Santa Cruz uno de los puntos turísticos más importantes del país (Almirón 2007). Existen antecedentes que analizan los impactos del turismo sobre los ecosistemas (Barros et al. 2015), considerando que estas zonas están destinadas principalmente a la conservación de la biodiversidad. Por otra parte, algunos estudios determinan el impacto del hombre sobre áreas puntuales (ej. colonias de aves costeras) donde existen potenciales compensaciones con la conservación de las especies (Yorio et al. 2001). Sin embargo, todos estos estudios representan casos puntuales o a escala predial siendo difícil su entendimiento y análisis a escala de paisaje. En los últimos años, el desarrollo de nuevas tecnologías ha permitido analizar la distribución espacial de los servicios culturales en función de las percepciones y valores sociales. Por ejemplo, Martínez Pastur et al. (2016b) analizaron la percepción de las personas a partir de fotos que se suben a plataformas como el Google Map o Panoramio, permitiendo relacionar los diferentes servicios culturales con lugares turísticos típicos de Santa Cruz (ej. El Chaltén), y destacar la importancia de las áreas protegidas (ej. Parque Los Glaciares) e identificar nuevas áreas importantes para las personas o rutas de conexión.

Diferentes estudios relacionados a la biodiversidad han sido desarrollados en la provincia de Santa Cruz, siendo posible conocer la biodiversidad de los diferentes ecosistemas y sus potenciales amenazas locales (ej. ganadería) (Peri et al. 2016c). Gran parte de los estudios se encuentran relacionados a la conservación de especies emblemáticas o carismáticas (ej. guanaco) (Pedrana et al. 2010) y para especies amenazadas o en peligro de extinción (ej. huemul o maca tobiano), considerando principalmente las áreas protegidas o de interés

(Vila et al. 2006; Smith-Fluck et al. 2011). Sin embargo, en las zonas esteparias, se han realizado estudios de biogeografía para especies de lagartijas (Breitman et al. 2014, 2015) o tenebriónidos (Carrara et al. 2011a; Carrara y Flores 2013), determinaciones de los cambios del ensamble de especies de plantas en ambientes bajo manejo ganadero (Peri et al. 2013) y análisis de riqueza y abundancia de artrópodos (Sola et al. 2016) en sistemas manejados (ej. retención estructural en arbustales de *Mulgurea tridens*) y sin manejo (Lescano et al. 2017). Además, existe una gran cantidad de estudios sobre el ensamble de plantas e insectos en los bosques de *Nothofagus* (Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2019a) y bajo manejo (Gargaglione et al. 2014). Así mismo, existen estudios de autoecología y distribución de especies en peligro de extinción (ej. huemul) (Vila et al. 2006; Smith-Fluck et al. 2011), exóticas o con potenciales compensaciones con diferentes actividades económicas (ej. guanaco y ganado) (Pedrana et al. 2010; Travaini et al. 2015).

Es posible utilizar estos estudios realizados a escala predial para estudios a escala de paisaje (ej. provincial) a partir de metodologías de mapeo, especialmente en lugares remotos de difícil acceso (Maes et al. 2012), como es el caso de Patagonia Sur. En este aspecto, la provincia de Santa Cruz cuenta con una gran cantidad de datos geográficos disponibles desde el Grupo de Investigación Forestal, Agrícola y Manejo del Agua (FAMA) del INTA EEA Santa Cruz-UNPA, así como de bases externas de uso público (ej. www.sitsantacruz.com.ar). Este servidor provincial de mapas, consiste en una herramienta web desarrollada y administrada por el Sistema de Información Territorial de la Provincia de Santa Cruz (SIT Santa Cruz) y cuenta con una gran cantidad de información, entre ellas, de administración (ej. límites provinciales o departamentales), redes (ej. acueductos regionales, ductos petroleros o gasoductos) y vialidad (rutas provinciales, nacionales o vecinales). Así mismo, existen entidades nacionales e internacionales que cuentan con una gran cantidad de datos georreferenciados para la provincia de Santa Cruz, útiles para realizar análisis a escala de paisaje. En este contexto, el Instituto Geográfico Nacional (<http://www.ign.gob.ar>) y la Secretaría de Energía (<http://datos.minem.gob.ar>) cuentan con datos geoespaciales relacionados a límites geopolíticos, infraestructura y producción. En cuanto a la biodiversidad a nivel nacional se encuentra el Sistema de Información de Biodiversidad (<https://sib.gob.ar>) el cual cuenta con datos de presencia de especies, y diferentes grupos de investigación que presentan importantes colecciones (ej. colección LJAMM-CNP del CENPAT - CONICET, Chubut), mientras que a nivel internacional hay repositorios electrónicos para algunos grupos como las aves (<https://ebird.org/>).

1.6 Problemáticas asociadas a la falta de información en Santa Cruz

A nivel de paisaje, el principal desafío es decidir sobre la asignación y gestión óptimas de las diferentes opciones del uso del suelo, siendo necesario analizar los potenciales compensaciones y sinergias entre los diferentes servicios ecosistémicos, y entre los servicios y la conservación de la biodiversidad. Es por esto que, el mapeo se ha convertido en una herramienta importante para la formulación de políticas (De Groot et al. 2010;

Maes et al. 2012; Cordingley et al. 2016; Martínez Pastur et al. 2017) permitiendo estudiar estas interacciones considerando la heterogeneidad de los ambientes.

Las decisiones sobre el uso de la tierra se deben a múltiples factores, podemos mencionar aquellos determinados por políticas públicas (ej. aprovechamiento forestal), donaciones de privados (ej. transformación de tierra abandonada o bajo uso ganadero a un área protegida) que permite conservar ambientes impactados o por decisiones relacionadas a presiones sociales (ej. desarrollo urbano) que generan un cambio en el paisaje según las necesidades a satisfacer (ej. redes, caminos). Sin embargo, muy pocas veces estas decisiones presentan una evaluación sobre los potenciales servicios ecosistémicos o la biodiversidad presente en el lugar. Muchas veces estas decisiones sobre cómo, dónde y por qué modificar el paisaje no cuentan con una correcta información, lo que ha desencadenado diferentes problemáticas asociadas en la provincia de Santa Cruz:

(i) Paisaje: Los servicios ecosistémicos dependen de diferentes factores bióticos y abióticos que son parte de los ecosistemas. Muchas veces estos servicios ecosistémicos se han considerado estáticos para un mismo tipo de ecosistema (ej. manejo forestal en los bosques de lenga) generando las mismas propuestas de manejo sin tener en cuenta las particularidades del lugar (ej. los bosques de lenga presentan diferencias en su distribución) o usos potenciales estratégicos (ej. turismo). Es por esto que, las condiciones particulares de cada lugar determinan la provisión de servicios ecosistémicos siendo necesario conocerlas para generar manejos adecuados.

(ii) Biodiversidad: Históricamente, la creación de áreas protegidas en la provincia de Santa Cruz se ha direccionado a la conservación de áreas remotas de difícil acceso o para objetivos geopolíticos (ej. límites entre países), donde la baja demanda de aprovechamientos de los recursos naturales, han generado pocos conflictos. Además la creencia de que los bosques presentan una mayor biodiversidad que las áreas esteparias y por ende un mayor valor para su conservación, ha generado que sean los lugares preferidos para la creación de áreas protegidas, sin embargo no todos los bosques presentan la misma protección, por ejemplo el uso del bosque de ñire ha sido priorizado por sobre la conservación de sus valores de biodiversidad. Estas ideas han dejado de lado otros ecosistemas que son importantes debido a la presencia de especies endémicas o para el sostén de otros servicios ecosistémicos como humedales o arbustales. Es necesario conocer la biodiversidad de las diferentes áreas ecológicas para poder decidir donde crear nuevas áreas protegidas, o cómo aprovechar los servicios ecosistémicos asegurando la conservación de la biodiversidad.

(iii) Valoraciones: Los ambientes esteparios han sido muy valorados para sostener la ganadería (principalmente ovina) debido a su oferta forrajera y extensión territorial, siendo subvalorados por su biodiversidad presente. Mientras que, los ambientes boscosos siempre se han más valorados por su aparente mayor biodiversidad, presencia de especies de alto valor y belleza escénica generando una gran red de áreas protegidas condicionando el uso de los servicios ecosistémicos de provisión (ej. forestal). Estas valoraciones no siempre presentan estudios adecuados siendo claves para el desarrollo de políticas que permitan maximizar el uso de servicios de provisión garantizando el mantenimiento de los servicios y la biodiversidad (Haines-Young y Potschin 2010b).

(iv) Planificación del uso del territorio: Cuando no se cuenta con información a nivel de paisaje o regional adecuada, la planificación del territorio termina siendo orientada por políticas públicas puntuales (ej. ley de bosques), tradiciones generacionales (ej. tala para abrir el bosque) o recetas externas. Sin embargo, las decisiones de gestión de la tierra debería estar relacionada espacialmente con preguntas orientadas, por ejemplo ¿Cómo y dónde podemos manejar de manera sustentable el paisaje, con el fin de mejorar la provisión de múltiples servicios ecosistémicos sin afectar negativamente a la biodiversidad?

1.7 Objetivo general

Determinar la provisión y correlación entre diferentes servicios ecosistémicos y la biodiversidad para paisajes forestales con bosques de *Nothofagus* bajo diferentes condiciones de uso y estrategias de conservación en la provincia de Santa Cruz.

1.8 Hipótesis y predicciones

Hipótesis 1: La distribución de las especies se relaciona a gradientes ambientales (climáticos, topográficos o de paisaje) (Riesch et al. 2018), que junto a otros factores (ej. factores bióticos como el riesgo de predación) definen la biodiversidad potencial de un área.

Predicción 1: La biodiversidad potencial cambia a través del paisaje siendo mayor en los ambientes esteparios húmedos que en los cordilleranos, determinando áreas caracterizadas por un gradiente de precipitación y elevación que aumenta desde el este hacia el oeste (ambientes cordilleranos) y un gradiente de temperatura que aumenta desde el sur (ambientes esteparios húmedos) hacia el noreste (ambientes esteparios secos) (Oliva et al. 2004; Peri et al. 2016c).

Hipótesis 2: Las presiones del hombre sobre los ecosistemas, a partir de la construcción de infraestructuras y los diferentes usos del suelo, determinan áreas caracterizadas por un gradiente de impactos que se encuentran directamente relacionados a los servicios de ecosistémicos de provisión y en relación inversa con las estrategias de conservación (ej. áreas protegidas) (Peri et al. 2016a).

Predicción 2: El impacto del hombre sobre el paisaje disminuye el grado de naturalidad de los ecosistemas, siendo mayor en los ambientes esteparios húmedos (áreas más productivas y accesibles) que en los ambientes cordilleranos (áreas protegidas e inaccesibles).

Hipótesis 3: La provisión de los distintos tipos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación, soporte y culturales) no son independientes, sino que interactúan entre sí, donde los servicios de provisión se encuentran en relación directa a los servicios de regulación y soporte, estando relacionados por los componentes que los definen y caracterizan, siendo las estructuras biofísicas (ej. bosques) los factores de mayor influencia sobre los servicios culturales (Martínez Pastur et al. 2016b; Martínez Pastur et al. 2017)

Predicción 3: Los servicios ecosistémicos de provisión (ej. ganadería o producción forestal) serán mayores en áreas con mayor productividad (ej. productividad primaria neta o contenido de carbono del suelo) y en zonas de mejor accesibilidad que generan más servicios culturales (ej. recreación).

Hipótesis 4: Las presiones del hombre sobre los ecosistemas naturales debido a actividades económicas (ej. uso ganadero, manejo silvopastoril, manejo forestal, minería, petróleo, urbanización) genera sinergias y conflictos entre las propuestas de manejo (servicios de provisión) y el resto de los servicios ecosistémicos o la conservación de la biodiversidad (ej. Peri et al. 2016a; Martínez Pastur et al. 2017).

Predicción 4: El grado de impacto del hombre sobre el paisaje se relaciona directamente con la oferta de servicios ecosistémicos, generando sinergias entre los servicios de provisión y culturales, y en relación inversa con las estrategias de conservación implementadas (ej. áreas protegidas), generando compensaciones con otros servicios ecosistémicos (regulación y soporte) y con la biodiversidad potencial no protegida.

1.9 Objetivos específicos

Objetivo 1: Determinar la biodiversidad potencial a nivel provincial y definir áreas prioritarias para la conservación incluyendo diferentes grupos taxonómicos para diferentes áreas ecológicas, y en distintos tipos de bosque (Hipótesis 1).

Objetivo 2: Determinar el impacto del hombre sobre el paisaje en general, y los bosques en particular, analizando las potenciales implicancias en la conservación y la provisión de los diferentes servicios ecosistémicos (Hipótesis 2).

Objetivo 3: Determinar la provisión y correlación de servicios ecosistémicos a nivel provincial para diferentes áreas ecológicas, y en distintos tipos de bosque (Hipótesis 3).

Objetivo 4: Determinar la correlación entre la provisión de los diferentes servicios ecosistémicos y la biodiversidad potencial, así como el balance de pérdidas y ganancias frente a diferentes escenarios de producción y estrategias de conservación para diferentes áreas ecológicas, y en distintos tipos de bosque (Hipótesis 4).

Capítulo 2

Descripción del área de estudio

2.1 Ubicación

El área de estudio comprende la provincia de Santa Cruz (245.864 km²), ubicada entre los paralelos 46° (límite con la provincia de Chubut) y 52° latitud sur (límite con la XII Región de Magallanes, Chile). Esta provincia forma parte de la región Patagónica, ubicada en el extremo sur del continente americano (Figura 2.1-1). El extenso territorio provincial ofrece una gran variedad de paisajes, climas y suelos (González y Rial 2004).

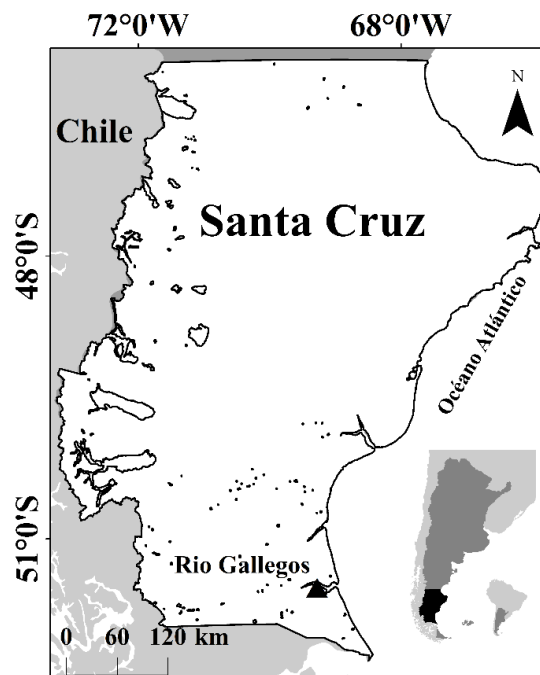


Figura 2.1-1 Mapa de la ubicación del área de estudio. Donde, gris claro = América del sur, gris = Argentina y negro = Santa Cruz.

2.2 Clima y topografía

Debido a su posición geográfica extrema, la provincia presenta fuertes gradientes climáticos (González y Rial 2004). La temperatura media anual (TMA) es mayor en el noreste (13,5 °C) en áreas cercanas a la costa y disminuye hacia el suroeste (-8,6 °C) cercano a los campos de hielo (Figura 2.2-1A), siguiendo el patrón inverso, la precipitación media anual (PMA) disminuye desde el oeste (1681 mm/año) hacia el este (136 mm/año) (Figura 2.2-1B). Uno de los rasgos climáticos característicos de esta región se explica por el gradiente de precipitaciones generado por la influencia del Anticiclón del Pacífico Sur, que da lugar a vientos de gran

constancia e intensidad con dirección predominante del oeste, debido a su gran poder desecante, el viento afecta la génesis y erosión de los suelos.

En la provincia de Santa Cruz se pueden distinguir dos grandes sectores geológica y orográficamente distintos (Oliva et al. 2001), que presentan condiciones climáticas características. Por una parte, la Cordillera Patagónica con elevaciones que superan los 3400 m.s.n.m y la presencia de valles rodeados de grandes montañas con pendientes mayores a los 80° y la presencia del campo de hielo en el extremo oeste. Por otra parte, la Patagonia Austral Extra andina caracterizada por la presencia de una gran meseta modelada por elevaciones bajas, pendientes moderadas (0,11° a 17,30°) y ríos que llega hasta la costa con el Océano Atlántico (Figura 2.2-1C y D). Esta gran zona presenta precipitaciones anuales que alcanzan los 125 mm en el centro-este y los 500 mm en la parte occidental que se concentran en los meses más fríos del año (abril a septiembre). Estos gradientes de precipitación y temperatura influyen sobre el desarrollo de la vegetación, afectando la cantidad, calidad y desarrollo de la misma.

El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) es un proxy que permite conocer la vigorosidad de la vegetación, siendo los valores menores a 0,05 característicos para glaciares, cuerpos de agua, roca y suelo desnudo (Lillesand y Kiefer 2000), mientras que los valores cercanos a 1 son característicos de áreas muy vegetadas. En la provincia de Santa Cruz podemos distinguir, hacia el extremo oeste y sur los valores más altos (0,5-1) coincidente con los bosques nativos, hacia el centro-sur valores intermedios (0,2-0,5), hacia el noreste los menores valores (0,05-0,2), y finalmente los valores más bajos (<0,05) representan áreas sin vegetación (Figura 2.2-1E).

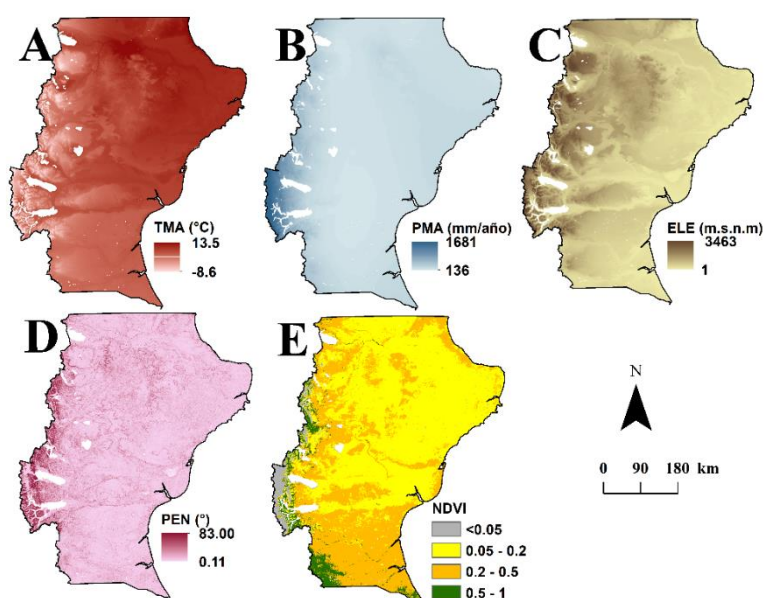


Figura 2.2-1 Mapas de características climáticas, topográficas y de paisaje del área de estudio. (A) TMA = temperatura media anual (°C); (B) PMA = precipitación media anual (mm/año); (C) ELE = elevación (m.s.n.m); (D) PEN = pendiente (°); (E) NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada (gris = <0,05, amarillo = 0,05-0,20, naranja = 0,20-0,50 y verde = 0,50-1).

2.3 Áreas ecológicas

Estudios previos han descripto la vegetación de la provincia de Santa Cruz y han propuesto diferentes unidades vegetacionales (ej. Cabrera y Willink 1973; Oliva et al. 2004; Oyarzabal et al. 2018). Debido a que el estudio abarcó la totalidad de los ecosistemas de la provincia (bosques, arbustales, pastizales de estepa, mallines y pastizales de altura), se consideraron las tres provincias fitogeográficas: (i) hacia el oeste en las altas cumbres de la cordillera de los Andes se presenta la provincia fitogeográfica Alto andina donde la vegetación es una combinación de especies con características asociadas al xerofitismo extremo, a las bajas temperaturas y al viento; (ii) la provincia fitogeográfica Subantártica como una franja muy angosta e interrumpida donde la vegetación zonal está representada principalmente por los bosques de *Nothofagus*; y (iii) hacia la zona centro la provincia fitogeográfica Patagónica cubierta por una típica vegetación de estepa, con numerosas variantes que dependen de la abundancia relativa de gramíneas y arbustos, y donde la cobertura varía desde casi nula en precipitaciones bajas (<200 mm) hasta más del 80% en áreas de mayor precipitación (>450 mm). Además, Oliva et al. (2004) clasificó y mapeo la provincia en ocho grandes áreas ecológicas, donde se intentó agrupar territorios que combinan características particulares de suelo, clima y vegetación (Figura 2.3-1).

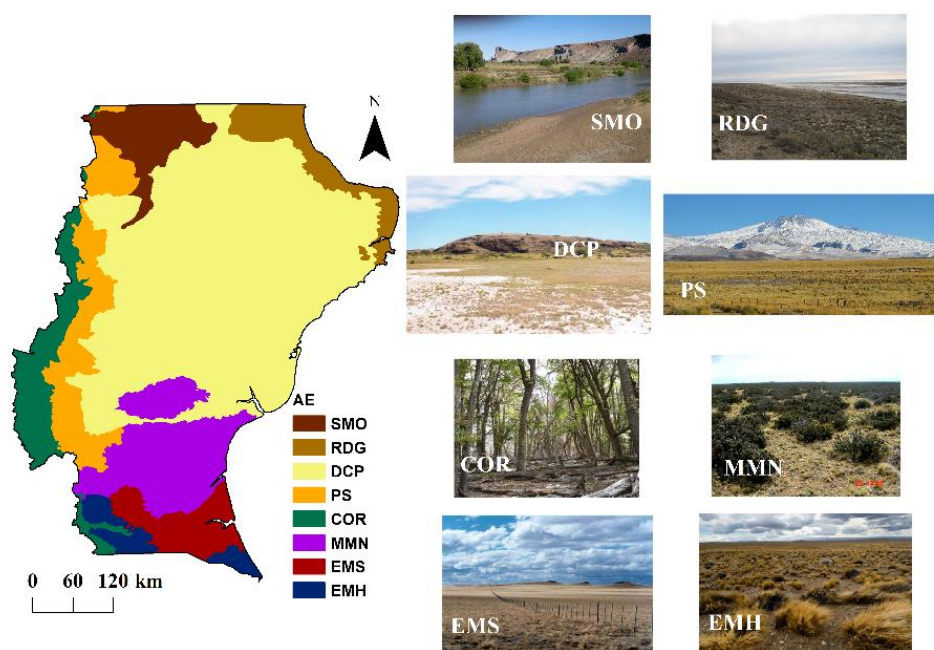


Figura 2.3-1 Mapa y fotos de las áreas ecológicas (AE) del área de estudio. Dónde: marrón = Sierras y Mesetas Occidentales (SMO), marrón claro = Región del Golfo (RDG), amarillo = Distrito Central Patagónico (DCP), naranja = Pastizal Subandino (PS), verde = Complejo Andino (COR), violeta = Matorral de Mata Negra (MMN), rojo = Estepa Magallánica Seca (EMS), azul = Estepa Magallánica Húmeda (EMH).

Estos territorios no son homogéneos e incluyen una combinación de unidades de paisaje, suelos y gradientes climáticos, determinando condiciones ecológicas particulares donde predominan distintos tipos

florísticos. Hacia el centro-norte de la provincia se destacan áreas ecológicas asociadas a la estepa seca. Hacia el extremo noroeste el área ecológica Sierras y Mesetas Occidentales (SMO) que continua hacia Chubut, Río Negro y Neuquén. En el área predominan las planicies de rodados patagónicos y paisajes ondulados sobre depósitos glaciares, con temperaturas medias anuales de 8,5 a 9,5 °C y precipitaciones de 200 a 300 mm anuales. Es considerada una estepa arbustiva graminosa con presencia de coirones (*Pappostipa speciosa* y *Stipa humilis*) intercalados, dominada por arbusto de neneo (*Azorella prolifera*), mata mora (*Senecio filaginoides*) y mamuel chioque (*Adesmia campestris*) (Oliva et al. 2001).

Por el otro lado, hacia el extremo NE de la provincia se encuentra la Región del Golfo (RDG), un área que se desarrolla en las costas del Golfo San Jorge en un paisaje ondulados, surcado por cañadones y valles que desembocan en el mar, con temperaturas media anuales cercanas a 10° C y precipitaciones de 200 mm anuales. Esta área se caracteriza por tener arbustos altos, donde entre las especies dominantes se encuentran los grandes arbustos de malaespina (*Trevoa patagónica*), duraznillo (*Coligüeja intergerrima*), neneo, *Verbena alatocarpa*, *Ephedra ochreatea*, *Lycium chilense* y mata amarilla (*Anartrophuyllum rigidum*).

En el centro de la provincia se encuentra el área ecológica más extensa y diversa de la región llamado Distrito Central Patagónico (DCP), el cual presenta paisajes variados como planicies de rodados, valles fluviales y cañadones, serranías rocosas, mesetas volcánicas y áreas de desmoronamiento. Las temperaturas varían entre 10 a 8° C de noreste a sudoeste y las precipitaciones se encuentran por debajo de los 150 mm anuales. En general se considera como una estepa de arbustos bajos, rastreros de muy baja cobertura, donde predominan la colapiche (*Nassauvia glomerulosa*), coirones (*Stipa sp.*). Los cañadones presentan arbustales de mata amarilla (*Anartrophuyllum rigidum*), molle (*Schinus polygamus*) y calafate (*Berberis heterophylla*). Entre los subarbustos, la manca perro (*Nassauvia ulicina*), la uña de gato (*Chuquiraga aurea*), el neneo enano (*Mulinum microphyllum*) y *Ephedra frustillata*.

Hacia el extremo oeste de la provincia se distinguen dos áreas ecológicas asociadas a las áreas cordilleranas, el Pastizal subandino (PS) y el Complejo Andino (COR). El Pastizal subandino es una amplio ecotono que forma una estrecha franja discontinua entre las regiones DCP, SMO y Matorral de Mata Negra (MMN), ocupando las laderas orientales de los Andes y dominado por relieves ondulados de origen glacial y glacifluvial. Las temperaturas varían de acuerdo a la altura sobre el nivel del mar entre 7 a 8 °C, sin embargo las áreas más elevadas están cubiertas de nieve la mayor parte del año. Las precipitaciones varían entre 300 mm anuales en el este a 600 mm hacia el oeste donde se encuentra con los bosques del Complejo Andino (Oyarzabal et al. 2018). Esta estepa graminosa con alta cobertura (64% en promedio) se encuentran dominada por el coirón blanco (*Festuca pallezens*) y suele estar acompañado por el huecú (*Festuca argentina*), son comunes los coirones (*Stipa sp*) y coirón poa (*Poa dusenii*). Entre los arbustos se destacan el neneo, calafate, mata negra, mata mora (*Senecio filogionides*) y mata torcida (*Nardophyllum obtusifolium*).

Por otra parte el Complejo Andino forma una franja discontinua, interrumpida por ingresiones del PS y del DCP, presentando paisajes variados de bloques elevados, pliegues discontinuos, extensos valles glaciarios, planicies con rodados y sedimentos de origen glacial. Las temperaturas varían entre 8 a 5,5 °C y las precipitaciones presentan un fuerte gradiente de este-oeste, desde los 300 a más de 1.000 mm anuales. Este área

presenta principalmente un mosaico de bosques subantárticos de *Nothofagus*, en los claros o valles se encuentran densas praderas de *Poa pratensis*, *Deschampsia sp.* y *Agrostis sp.* Las laderas y altas cumbres se cubren de pastizales de coirón blanco, mientras que en sitios más elevados se desarrolla la tundra andina.

Hacia el centro sur de la provincia se destacan áreas ecológicas asociadas a la estepa húmeda. El área ecológica Matorral de Mata Negra (MMN), en un paisaje plano con áreas de colinas costeras, valles fluviales y cañadones. La temperatura media anual varía entre 8,5 a 6,5 °C y las precipitaciones oscilan entre los 150 y 200 mm anual. Este área es absolutamente dominante la mata negra (*Junielia tridens*) y puede llegar a cubrir el 70% del suelo, además suele encontrarse mata torcida y calafate. Hacia el norte dominan las gramíneas como el coirón blanco y coirón fueguino (*Festuca gracillima*), además de otras gramíneas como el coirón poa (*Poa dusenii*), coirón enano (*Stipa ibari*), coirón pluma (*Stipa neai*), *Festuca pyrogea* y *Rytidosperma virescens*.

Seguidamente, se hace presente la Estepa Magallánica Seca (EMS) en un paisaje plano o levemente ondulado, donde las temperaturas varían entre 6 a 7 °C y las precipitaciones presentan un leve gradiente desde el límite con MMN (170 mm) hacia el sur y el este donde se ve influenciado por el Atlántico (200 a 300 mm). Este área está dominado principalmente por el coirón fueguino con coberturas de 50-60%, mientras que el coirón blanco ocupa cañadones, bajos y márgenes de lagunas, por otra parte la comunidad de gramíneas baja es más diversa encontrándose especies como *Poa dusenii*, *Bromus setifolius*, *Rytidosperma virescens* y *Hordeum comosum*. Algunos de los arbustos presentes en el lugar son *Nassauvia fuegina*, *Perezia recurvata* y *Ephedra frustillata*, sin embargo es común ver algunos arbustos aislados de calafate o mata negra.

Por último, en el extremo sur de la provincia se encuentra la Estepa Magallánica Húmeda (EMH) caracterizada por un paisaje suavemente ondulado con extensos mallines en valle fluviales y cañadones. El clima se ve fuertemente influenciado por la entrada de vientos húmedos del Pacífico debido a que la Cordillera de los Andes es más baja en esta zona. Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 6,5 a 5,5° C y las precipitaciones oscilan entre los 300 a 450 mm. En esta zona el coirón fueguino es dominante, acompañado por gramíneas *Agropyron fuegianum*, *Deschampsia flexuosa* y *Rytidosperma virescens* y gramínoideas del género *Carex*, además en las vegas o mallines se hace presente la cola de zorro (*Hordeum pubiflorum*). Entre los arbustos y subarbustos se destacan la mata negra fueguina (*Chilliotrichum diffusum*), calafate, murtilla (*Empetrum rubrum*), *Baccaris nivalis*, *Nassauvia fuegina*, *Azorella fuegianum*, *Massauvia abbreviata* y *Perezia recurvata*.

2.4 Desertificación

Debido a las características particulares (temperatura, precipitación, topografía y vegetación) de cada área ecológica, diferentes actividades económicas regionales se han desarrollado a través del tiempo como el petróleo, turismo, ganadería, agricultura y producción forestal. Sin embargo, algunos de estos usos del suelo han llevado también a cambios en su cobertura vegetal, impulsando cambios negativos que han llevado a la degradación de extensas áreas (Del Valle et al. 1998; Gaitán et al. 2019).

La desertificación es un proceso global definido en todo el mundo como la degradación de la tierra en áreas áridas, semiáridas y subhúmedas como resultado de actividades antropogénicas no adaptadas al uso de la tierra en estas regiones (PNUMA 1991). Este proceso a menudo aumenta, se retroalimenta y continúa progresando, aumentando así los costos de rehabilitación de una manera exponencial. En este aspecto, la desertificación supone un alerta para estos ambientes al modificar las características de la vegetación, suelo y nutrientes, afectando la supervivencia de algunas especies como lagartijas (Attum et al. 2006; Howland et al. 2014; Larson 2014) e insectos (Liu et al. 2016; Li et al. 2018). Además pone en riesgo el potencial productivo de los ecosistemas debido a la disminución de la cobertura vegetal y al remplazo por especies menos palatables para el ganado (Peri et al. 2013, 2016a).

La ganadería ovina extensiva es la actividad económica dominante y cubre gran porcentaje de la superficie de la provincia principalmente en ecosistemas esteparios (Peri et al. 2013), que durante los últimos 80 años ha producido un proceso de degradación de la estepa (desertificación) principalmente en la parte central de Santa Cruz. La ganadería ovina tiene sus comienzos en 1880 y alcanzó un pico de casi 4 millones de animales para el año 1920 (Barreira et al. 1995). En esta provincia, las cargas ovinas se mantuvieron entre 0,36 y 0,48 ovejas.ha⁻¹ durante 1920 a 1980 (Borrelli et al. 1997) y comenzó a declinar a comienzos de la década del '80 por distintos factores (ej. erupción del volcán Hudson), y se agravó de forma muy marcada en la década del '90 (Oliva et al. 1995). Actualmente, en el Distrito Central Patagónico se cuenta con una superficie abandonada y sin políticas claras de largo plazo tendientes a su desarrollo. El impacto de la ganadería ha sido particularmente profundo en algunos sectores de la provincia, produciendo procesos de erosión y degradación en varias áreas debido a un sobreuso de la capacidad de carga de estos pastizales, la distribución inadecuada de animales en potreros muy grandes y heterogéneos, y el pastoreo continuo durante un año (Golluscio et al. 1998; Peri et al. 2013, 2016a).

En este contexto, Del Valle et al. (1998) evaluó y mapeó el estado de la desertificación en la Región Patagónica a partir de imágenes satelitales y puntos de muestreo. Este índice muestra zonas con un muy severo estado de desertificación (5) donde es prácticamente irreversible su recuperación (29.835 km²) y áreas de nulo estado de desertificación (0) (15.116 km²). Para la provincia de Santa Cruz se observa una heterogeneidad de situaciones donde existen grandes áreas afectadas por este proceso (Figura 2.4-1), más del 70% de las áreas consideradas con una desertificación moderada a severa, severa y muy severa se encuentran en las estepas secas del norte (66% del área total pertenece a SMO, DCP y RDG), seguido por MMN donde se encuentra más del 30% de las áreas con desertificación moderada. Mientras que la estepa magallánica (EMH y EMS) y estepa de altura (PS) presentan más del 20% de las áreas consideradas con baja desertificación y COR presenta más del 60% de las áreas consideradas con nula desertificación.

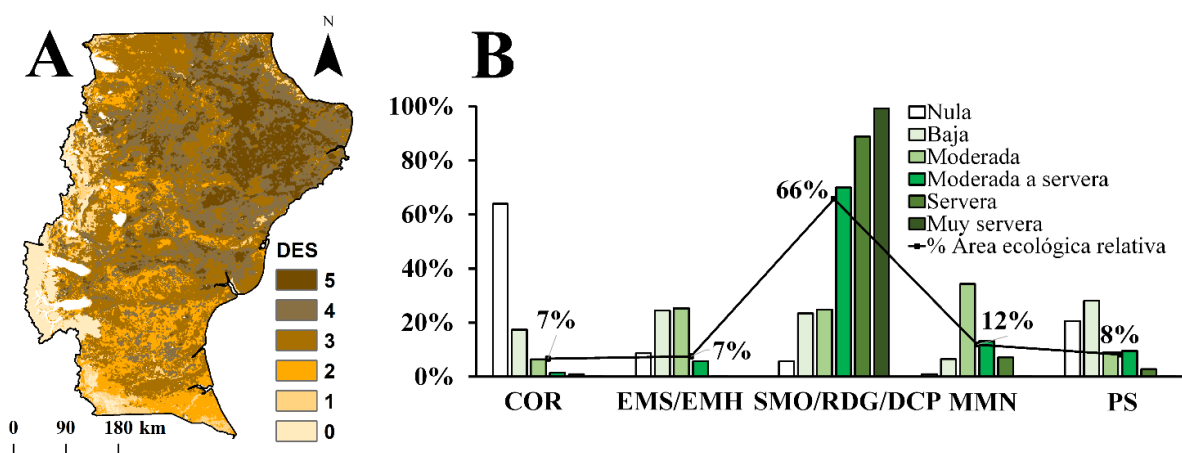


Figura 2.4-1 Desertificación del área de estudio. (A) Mapa del índice de desertificación del área de estudio (Del Valle et al. 1998) clasificado según su severidad en 0 = nula, 1 = baja, 2 = moderada, 3 = moderada a severa, 4 = severa y 5 = muy severa; (B) Superficie (%) de desertificación según área ecológica y superficie relativa.

2.5 Áreas protegidas

La conservación y protección de áreas naturales en la provincia de Santa Cruz comenzó con la creación de los parques nacionales Los Glaciares y Perito Moreno en el año 1937, ubicándose en la zona cordillerana con el fin de proteger de manera eficiente los límites nacionales. Para los fines de esta tesis, se utilizó la información disponible del Sistema de Información Territorial de la Provincia de Santa Cruz (SIT-Santa Cruz) sobre parques y reservas, contando con 37 sitios bajo diversas jurisdicciones (provincial = 3 y nacional = 29), y diferentes tipologías de protección y estatus de conservación (Anexo 2.5-1) (Fasioli y Díaz 2011).

La superficie total de áreas protegidas alcanza los 16.451,34 km² representando el 7% de la superficie total de la provincia. De la superficie total de áreas protegidas, la mayor proporción corresponde a jurisdicción nacional bajo la administración de parques nacionales, con 9.924,95 km² (60%) siendo el parque nacional Los Glaciares el más grande (7.395,66 km²), mientras que de la superficie bajo la jurisdicción provincial (6.526,39 km²) la reserva Meseta Espinosa y el Cordón (2.471,34 km²) y Tucu Tucu (1.877,79 km²) presentan las mayores superficies. Cabe destacar que, entre el 2014 y 2017 se creó el parque nacional Patagonia (el cual para los análisis de esta tesis no fue considerado debido a su reciente creación y falta de disponibilidad de información), el cual representa un importante aporte en el aumento de la protección de las estepas alto andinas.

A pesar de la importante superficie protegida en la provincia de Santa Cruz, las diferentes áreas ecológicas no se encuentran igualmente representadas dentro del sistema de áreas protegidas, habiendo una clara dominancia en el área ecológica Complejo Andino (74,5%). Mientras que las siguientes áreas presentan una baja superficie protegida donde las áreas esteparias del sur presentan menos del 3% de su superficie bajo protección, mientras que el Pastizal Subandino menos del 1% de protección (Figura 2.5-1). Cabe destacar que, a pesar de que el Complejo Andino presente una gran superficie bajo protección, los bosques de *Nothofagus* no se encuentran igualmente representados dentro del sistema de áreas protegidas, estas diferencias se mencionaran en el siguiente apartado.

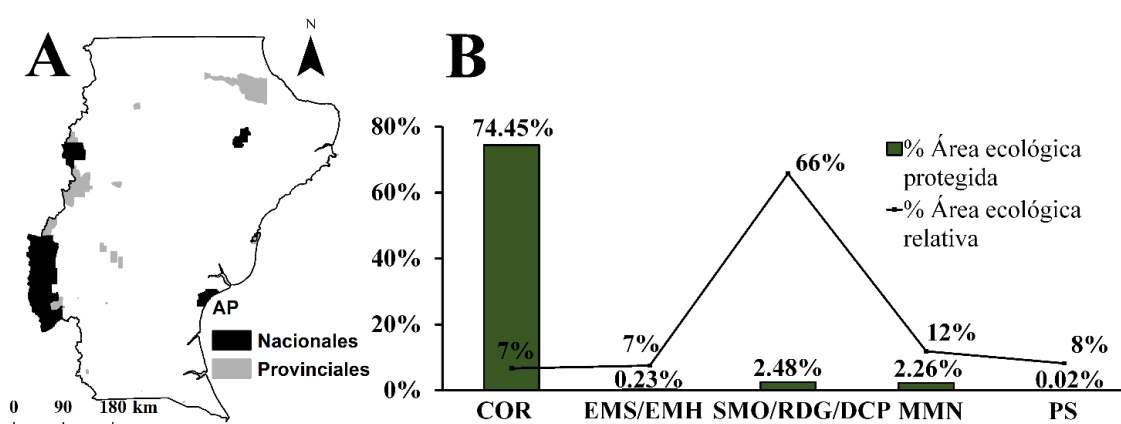


Figura 2.5-1 Áreas protegidas del área de estudio. (A) Mapa de las áreas protegidas clasificadas según su administración en nacionales (negro) y provinciales (gris), (B) Porcentaje (%) de áreas ecológicas dentro de áreas protegidas y en la provincia de Santa Cruz.

2.6 Tipos de bosques

El área ecológica de mayor importancia para esta tesis doctoral es el Complejo Andino, el cual, como se mencionó anteriormente, se presenta como una franja discontinua, interrumpida por ingresiones de otras áreas ecológicas (ej. PS y DCP), presentando paisajes variados de montañas elevadas y extensos valles rodeados por el campo de hielo. Principalmente la vegetación se compone de un mosaico de bosques subantárticos de *Nothofagus*, donde en los claros o valles se encuentran densas praderas, mientras que en sitios más elevados se desarrolla la tundra andina.

A partir de la sanción de la Ley de Presupuestos Mínimos para la Protección Ambiental de los Bosques Nativos, n° 26331, de carácter nacional, la provincia de Santa Cruz realizó el ordenamiento de sus bosques según las categorías de clasificación que estipula la misma. En Categoría I (rojo) corresponde a bosques de protección de muy alto valor de conservación que no deben transformarse, donde sólo podrán realizarse actividades de protección que no modifiquen las características naturales ni la superficie del bosque nativo, no amenacen con disminuir su diversidad biológica, ni afecten a sus elementos de flora, y en la Categoría II (amarillo) se encuentran los bosques productivos, silvopastoriles, con uso turístico y de recreación donde se contemplan Planes de manejo con un enfoque de sustentabilidad. En la provincia de Santa Cruz no se encuentra presente la Categoría III (verde), por lo cual no existen bosques que se consideren con bajo valor de conservación y que puedan transformarse parcialmente o en su totalidad.

Como se mencionó en el capítulo 1, en los bosques de Santa Cruz podemos distinguir principalmente tres tipos forestales, los cuales han presentado variaciones en sus superficies y clasificaciones a través de los años debido a los diversos estudios realizados en el inventario forestal nacional (CIEFAP 2013) y el relevamiento de bosques nativos provincial (Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2019a). Para los fines de esta

tesis, se combinaron las distintas bases de datos para trabajar con una única superficie (Figura 2.5-1) y clasificación (Figura 2.6-1).

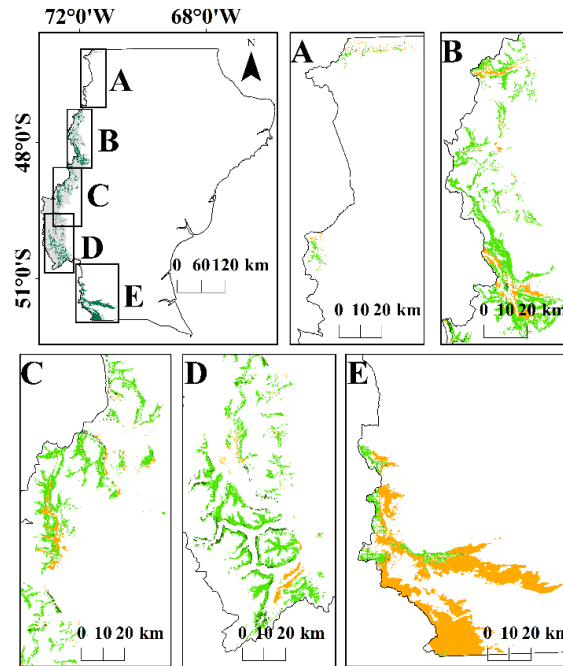


Figura 2.6-1 Clasificación de los tipos forestales del área de estudio. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike. Donde, naranja = *Nothofagus antarctica*, verde = *Nothofagus pumilio*, verde oscuro = mixto siempreverde y gris = área ecológica Complejo Andino.

Los bosques de *Nothofagus* presentan una superficie de 4.125 km², de los cuales un 48% se encuentran dentro del sistema de áreas protegidas, donde el 54% se encuentra dentro de parques nacionales y un 46% dentro de reservas provinciales (Tabla 2.6-1). Los bosques de lenga ocupan 2.246 km² (55% del total de los bosques nativos de Santa Cruz) y presenta una distribución bastante continua de norte a sur (Peri et al. 2019a). Estos bosques cuentan con la mayor superficie protegida (69%) donde parques nacionales y reservas provinciales cumplen un rol importante. Como el ñire, esta especie presenta una fuerte variación morfológica (plasticidad fenotípica por los cambios ambientales) expresada en bosques de tipo krummholz (o achaparrado) en su límite altitudinal y de fuste erecto (o arbóreo) en los mejores sitios (Veblen et al. 1996). El uso principal es la extracción de madera debido a sus buenas características de rendimiento (Martínez Pastur et al. 2000; Peri et al. 2019a).

Tabla 2.6-1 Representatividad de los bosques de *Nothofagus* en el sistema de áreas protegidas.

		<i>Nothofagus antarctica</i>	<i>Nothofagus pumilio</i>	mixto siempreverde	TOTAL (km ²)
Total km ²		1699 (41%)	2246 (55%)	180 (4%)	4125
No protegido		84%	31%	18%	2157 (52%)
Total		16%	69%	82%	1968 (48%)
Protegido	NP	44%	55%	69%	1072 (54%)
	PR	56%	45%	31%	896 (46%)

Los bosques de ñire ocupan 1.699 km² (41% del total de los bosques nativos de Santa Cruz) y presentan la menor superficie protegida (16%) donde las reservas provinciales presentan el rol más importante. Estos bosques se encuentran en pequeños parches al norte aumentando su superficie al extremo sur de la provincia. Estos bosques caracterizados por su gran plasticidad (Ramírez et al. 1997) y variación morfológica (Soliani y Marchelli 2017) ocupan ambientes diversos como laderas suaves, lomadas, colinas, morenas glaciares, llanuras y sitios bajos en los valles con suelos anegado (Peri y Ormaechea 2013). Sobre estos, se presentan diferentes intensidades de disturbios antrópicos, siendo muy utilizados por el hombre para la obtención de leña, postes y fustes, y para la ganadería, Peri y Ormaechea (2013) informó que el 13% de los bosques de ñire se encuentran sin disturbios antrópicos, mientras que un 55% se encuentra con disturbios bajos a moderado y un 15% con disturbios altos, sin embargo un 17% se encuentran degradados.

Por último, los bosques mixtos siempreverde ocupan 180 km² (4% del total de los bosques nativos de Santa Cruz) y se encuentra en pequeños rodales puros en sitios húmedos y elevaciones bajas cerca de los cuerpos de agua (a orilla de lagos con menor amplitud térmica) y en contacto con los bosques de lenga (Peri et al. 2019a). Estos bosques cuentan con el 82% de su superficie dentro del sistema de áreas protegidas donde parques nacionales presenta el rol más importante (69%). Como tipo forestal también se asocia con el canelo (*Drimys winterii*), el notro (*Embothrium coccineum*), el ñire (*Nothofagus antarctica*), el maitén (*Maytenus boaria*) y/o Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum*) formando bosques mixtos. Sobre los bosques mixtos siempreverde no existen usos tan definidos presentando muy buenos estados de conservación principalmente por su ubicación dentro de áreas protegidas. En el último relevamiento de bosques de lenga y siempreverde (Peri et al. 2019a) se determinó que el 51% de estos bosques son de protección (Categoría I) y el 43% destinado a turismo y recreación, ubicados principalmente en El Calafate y El Chaltén y un 6% con potencial uso maderable (Categoría II).

Capítulo 3

La biodiversidad de diferentes grupos taxonómicos para diferentes áreas ecológicas y tipos de bosques

3.1 Introducción

La biodiversidad presenta un papel muy importante en la provisión de servicios ecosistémicos (MEA 2005), cumpliendo diferentes roles (ej. genética, riqueza, estructuras biofísicas) que se relacionan en formas distintas con los servicios ecosistémicos (MAES 2013). Como se mencionó en el Capítulo 1, algunos autores consideran a la biodiversidad como un regulador del ecosistema (ej. tasa de descomposición), un servicio final (ej. plantas medicinales) o un bien en sí mismo para las sociedades (ej. valor cultural) (Frangi et al. 1997; Ramírez et al. 1997; Gargaglione et al. 2014; Martínez Pastur et al. 2016b). Hoy en día no existen dudas de que la biodiversidad presenta un accionar transversal a la provisión de servicios ecosistémicos, siendo necesario conocer las relaciones especies-ambiente (Acevedo et al. 2010; Bajocco et al. 2016), hábitat (Estrada-Peña y Venzal 2007; Breitman et al. 2015), estado de conservación (Buse et al. 2007; Quevedo et al. 2017) y potenciales agentes de cambios (ej. cambio climático o presiones de actividades humanas) (López-Alfaro et al. 2012).

Existen diferentes formas de estudiar la biodiversidad, siendo el modelado la más utilizada para estudios a escala de paisaje (Guisan y Zimmermann 2000), centrándose en las relaciones empíricas entre los datos de sensores remotos y la diversidad de especies medidas en el campo (Hakkenberg et al. 2018). En las últimas décadas el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y modelos multivariados se han utilizado para comprender las asociaciones de las especies y las variables ambientales. Las teorías de nicho argumentan que la riqueza y composición de las especies se encuentran relacionadas con la heterogeneidad ambiental (Stein et al. 2014) y las adaptaciones de las especies (Tokeshi y Schmid 2002). El concepto de nicho ecológico (Grinnell 1917; Hutchinson 1957) se define como una función que vincula la aptitud de los individuos con el entorno que habitan (Hirzel y Le Lay 2008; Allouche et al. 2008). En este marco, los modelos hábitat potencial (HP) predicen la ocurrencia de especies en función de variables ambientales (Guisan y Zimmermann 2000) y definen el nicho ecológico de la especie (Hirzel y Le Lay 2008). Sin embargo, la relación entre la distribución y el nicho ecológico depende de diferentes factores como la competencia, dispersión, tamaño del nicho, y la distribución de las condiciones ambientales en tiempo y espacio (Pulliam 2000). En las últimas décadas se han desarrollado diferentes métodos para estimar la extensión del nicho ecológico fundamental para diferentes organismos, basado principalmente en dimensiones climáticas de escala gruesa (Estrada-Peña y Venzal 2007). Diferentes enfoques estadísticos se han usado para modelar la distribución espacial de las especies: (i) un enfoque mecanicista (Guisan y Zimmermann 2000) o modelado físico, donde las respuestas de las especies a las variables explicativas se determinan mediante medición directa de datos biofísicos y fisiológicos, o (ii) mediante un enfoque correlativo que incluyen una asociación estadística entre la ocurrencia de las especies y las variables explicativas asociadas a esta ocurrencia (Hirzel et al. 2002). Estos modelos presentan diferentes limitaciones

(ej. escala de análisis y variables predictoras) que deben ser consideradas para un correcto entendimiento de los modelos (Guisan y Thuiller 2008), siendo usual el uso de variables biogeográficas (ej. WorldClim) para el análisis a escala regional de la distribución de las especies (Hortal et al. 2010). En el marco de este último enfoque, el modelado de distribución de especies vincula los registros de especies con un conjunto de variables, construyendo una función matemática que puede ser interpolada o extrapolada a áreas con falta de información sobre las especies de interés (Guisan y Zimmermann 2000). En este contexto, se han desarrollado varias metodologías y softwares para definir el modelado del hábitat a escala global y regional (ej. MaxEnt y Biomapper; Hirzel et al. 2001; Phillips et al. 2006; Rodríguez et al. 2007). Estos modelos describen las relaciones entre características ambientales (variables climáticas, topográficas y del paisaje) y la ocurrencia de especies en un área particular (Guisan y Zimmermann 2000; Hirzel et al. 2002; Soberón y Peterson 2005; Elith y Leathwick 2009). La mayoría de estos estudios se han realizado para especies paraguas (principalmente para grandes mamíferos o aves emblemáticas) en áreas con una gran cantidad de datos confiables de largo plazo y cartografía ambiental disponible (Rodríguez et al. 2007), siendo el modelado de especies menos conocidas (ej. tenebriónidos) poco considerado para los planes de conservación o de manejo sustentable. Una ventaja del software Biomapper y las nuevas alternativas de detección remota disponibles es el desarrollo de mapas en áreas con bases de datos escasas y con sólo datos de presencia de las especies (Martínez Pastur et al. 2016c).

La modelización de mapas de hábitat potencial para especies individuales se ha utilizado ampliamente para conocer la distribución potencial y para la formación de estrategias de conservación (Quevedo et al. 2017). Sin embargo, modelar el hábitat potencial de múltiples especies es menos común (Martínez Pastur et al. 2016c), donde la combinación de las diferentes capas de información (ej. variables ambientales) proporciona un único mapa de biodiversidad potencial (MBP), sintetizando la información de varias especies (Buse et al. 2007; Martínez Pastur et al. 2016c) (Figura 3.2-1).

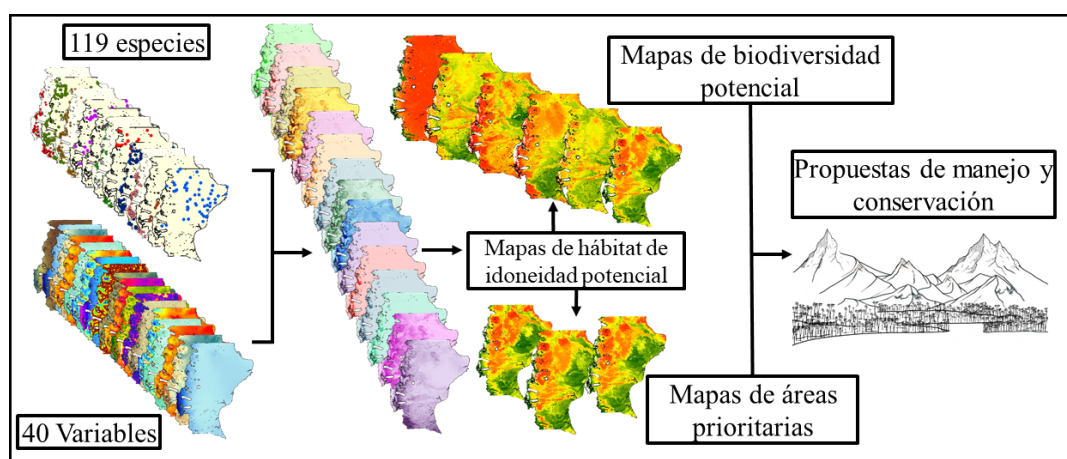


Figura 3.2-1 Resumen gráfico sobre la elaboración del mapa de biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación.

Uno de los desafíos en los estudios de conservación es desarrollar métodos ecológicamente significativos que permitan identificar áreas prioritarias o urgentes de conservación que puedan ayudar a la toma

de decisiones de conservación a escala regional o nacional (Moilanen et al. 2007; Thorn et al. 2009). Un enfoque, es a partir del software Zonation (Moilanen et al. 2005), el cual produce una clasificación equilibrada y basada en la complementariedad de la prioridad de conservación en todo el paisaje, en lugar de satisfacer objetivos específicos. La clasificación de prioridad se produce eliminando iterativamente píxeles que conducen a la menor pérdida agregada de valor de conservación, al tiempo que tiene en cuenta las distribuciones totales y restantes de las especies, los pesos dados a las especies (ej. endemismos) y la conectividad específica. Existen diferentes modelos conceptuales para la creación de los mapas de áreas prioritarias para la conservación: (i) Zonificación del área central (CAZ) la cual basa la clasificación en la aparición más importante de una especie (ej. endemismo). Por lo tanto, pueden identificarse como áreas de alta prioridad aquellas áreas que tienen un alto nivel de ocurrencia para una sola especie rara y/o ponderación y (ii) Función de beneficio aditivo (ABF) que asigna áreas prioritarias considerando la riqueza de especies, por lo tanto, da gran importancia a las celdas con muchas especies en ellas. Todos estos modelos otorgan la más alta prioridad a ubicaciones con altas ocurrencias para muchas especies raras y/o altamente ponderadas y las prioridades bajas se dirigen a áreas donde hay una pequeña cantidad de especies comunes y generales. Una de las grandes diferencias entre las metodologías es, en cuanto al énfasis que se le da a muchas especies versus especies raras.

En este sentido, estos mapas de hábitat potencial y áreas prioritarias nos permiten: (i) comprender la ecología de las especies (Böhm et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2016c), (ii) identificar posibles hot-spots y cold-spots de biodiversidad (Myers et al. 2000; Zaniwski et al. 2002), (iii) analizar variaciones en el hábitat potencial debido al cambio climático o presiones antrópicas (Falk y Mellert 2011; Homburg et al. 2014; Bonino et al. 2015; Breitman et al. 2015; Kubisch et al. 2015), (iv) conocer la distribución geográfica potencial en regiones nuevas o inexploradas (Bosso et al. 2018) y (v) desarrollar nuevas propuestas de planificación de gestión y conservación a escala de paisaje (Martínez Pastur et al. 2016c; Silva et al. 2017). Uno de los usos más innovadores está relacionado con la conservación de la biodiversidad, incluidas las áreas de translocación de especies en peligro de extinción y el diseño de nuevas reservas naturales centradas en especies únicas (Peterson 2006) o múltiples (Poirazidis et al. 2011; Martínez Pastur et al. 2016c). Debido a que el mapa de biodiversidad potencial sintetiza la información de varias especies y los mapas de áreas prioritarias determinan áreas de importancia para su conservación, pueden usarse como proxies para evaluar la efectividad de las redes actuales de áreas protegidas e identificar sitios que son altamente importantes para la conservación o potencialmente adecuados para reintroducciones (Newbold 2010; Corbalán et al. 2011), permitiendo una mejor gestión y planificación de la conservación (Martínez Pastur et al. 2016c). Cada vez se utilizan más estos modelos predictivos aplicados a especies raras y en peligro de extinción (ej. Thorn et al. 2009; Zheng et al. 2016; Quevedo et al. 2017); sin embargo, todavía está limitado por la falta o ausencia de datos cuantificados, especialmente en áreas de baja población o países en desarrollo como es el caso del sur de Patagonia.

El objetivo principal de este Capítulo corresponde al objetivo específico 1 de esta tesis, el cual plantea determinar la biodiversidad potencial y definir áreas prioritarias para la conservación incluyendo diferentes grupos taxonómicos para diferentes áreas ecológicas, y en distintos tipos de bosque. Adicionalmente se analizaron la biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación según: (i) características

climáticas, topográficas y de vegetación; (ii) áreas ecológicas, (iii) representatividad dentro del sistema de áreas protegidas y (iv) tipos de paisajes forestales.

3.2 Materiales y Métodos

3.2.1 Mapas de hábitat potencial

Se elaboraron 119 mapas de hábitat potencial (HP) para la provincia de Santa Cruz utilizando bases de datos de presencia con su georreferenciación (longitud y latitud) de diferentes grupos taxonómicos (Tabla 3.2.1-1). Para el huemul (*Hippocamelus bisulcus*) perteneciente a la familia Cervidae se trabajó con 300 puntos de la base de datos de la Administración de Parques Nacionales (APN) la cual fue utilizada por diferentes estudios anteriormente (Vila et al. 2006; Flueck y Smith-Flueck 2011) e incluye signos directos e indirectos de presencia (bosteos, astas, restos de animales) desde 1997 hasta la actualidad.

Tabla 3.2.1-1 Lista de las 119 especies seleccionadas para los modelados de los mapas potencial para la provincia de Santa Cruz. N = número de presencias.

Grupo	Especie	ACRON	Familia	N
Mamífero	<i>Hippocamelus bisulcus</i>	HIBI	Cervidae	300
	<i>Agriornis lividus</i>	AGLI	Tyrannidae	45
	<i>Agriornis micropterus</i>	AGMI	Tyrannidae	45
	<i>Agelaius thilius</i>	AGTH	Icteridae	60
	<i>Anthus correndera</i>	ANCO	Motacillidae	182
	<i>Anairetes parulus</i>	ANPA	Tyrannidae	63
	<i>Aphrastura spinicauda</i>	APSP	Furnariidae	99
	<i>Asthenes anthoides</i>	ASAN	Furnariidae	90
	<i>Asthenes modesta</i>	ASMO	Furnariidae	44
	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	ASPY	Furnariidae	66
	<i>Cinclodes oustaleti</i>	CIOU	Furnariidae	26
	<i>Cinclodes patagonicus</i>	CIPA	Furnariidae	58
	<i>Cistothorus platensis</i>	CIPL	Troglodytidae	39
	<i>Curaeus curaeus</i>	CUCU	Icteridae	56
	<i>Elaenia albiceps chilensis</i>	ELAL	Tyrannidae	20
	<i>Eremobius phoenicurus</i>	ERPH	Furnariidae	72
	<i>Geositta antarctica</i>	GEAN	Furnariidae	65
	<i>Geositta cunicularia</i>	GECU	Furnariidae	190
	<i>Geositta rufipennis</i>	GERU	Furnariidae	32
Aves	<i>Hirundo rustica</i>	HIRU	Hirundinidae	47
	<i>Hymenops perspicillatus</i>	HYPE	Tyrannidae	73
	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	LEAE	Furnariidae	84
	<i>Lessonia rufa</i>	LERU	Tyrannidae	456
	<i>Mimus patagonicus</i>	MIPA	Mimidae	158
	<i>Molothrus bonariensis</i>	MOBO	Icteridae	20
	<i>Muscisaxicola albilora</i>	MUAL	Tyrannidae	31
	<i>Muscisaxicola maculirostris</i>	MUMC	Tyrannidae	38
	<i>Neoxolmis rufiventris</i>	NERU	Tyrannidae	123
	<i>Phrygilus fruticeti</i>	PHFR	Thraupidae	110
	<i>Phrygilus gayi</i>	PHGA	Thraupidae	277
	<i>Phrygilus patagonicus</i>	PHPA	Thraupidae	62
	<i>Phytotoma rara</i>	PHRA	Cotingidae	58
	<i>Phrygilus unicolor</i>	PHUN	Thraupidae	24
	<i>Progne elegans</i>	PREL	Hirundinidae	47

Tabla 3.2.1-1 Continuación.

Grupo	Especie	ACRON	Familia	N
Aves	<i>Pteroptochos tarnii</i>	PTTA	Rhinocryptidae	21
	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	PYAL	Furnariidae	44
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	PYCY	Hirundinidae	157
	<i>Scytalopus magellanicus</i>	SCMA	Rhinocryptidae	31
	<i>Sicalis auriventris</i>	SIAU	Thraupidae	24
	<i>Sicalis lebruni</i>	SILE	Thraupidae	103
	<i>Spinus barbatus</i>	SPBA	Fringillidae	239
	<i>Sturnella loyca</i>	STLO	Icteridae	365
	<i>Tachycineta meyeri</i>	TAME	Hirundinidae	230
	<i>Troglodytes aedon</i>	TRAE	Troglodytidae	300
	<i>Turdus falcklandii</i>	TUFA	Turdidae	284
	<i>Upucerthia dumetaria</i>	UPDU	Furnariidae	191
	<i>Xolmis pyrope</i>	XOPY	Tyrannidae	80
	<i>Zonotrichia capensis</i>	ZOCA	Emberizidae	583
Reptiles	<i>Diplolaemus bibronii</i>	DIBI	Leiosauridae	42
	<i>Homonta darwini darwini</i>	HODA	Phyllodactylidae	20
	<i>Liolaemus bibronii</i>	LIBI	Liolaemidae	30
	<i>Liolaemus escarchadosi</i>	LIES	Liolaemidae	24
	<i>Liolaemus fitzingerii</i>	LIFI	Liolaemidae	26
	<i>Liolaemus lioneomaculatus</i>	LILI	Liolaemidae	29
	<i>Liolaemus kingii</i>	LIKI	Liolaemidae	56
Insectos	<i>Liolaemus sarmientoi</i>	LISA	Liolaemidae	23
	<i>Emmalleria multipunctata</i>	EMMU	Tenebrionidae	46
	<i>Epipedonota lata</i>	EPLA	Tenebrionidae	36
	<i>Epipedonota tricolorata</i>	EPTR	Tenebrionidae	30
	<i>Mitragenus aranei</i>	MIAR	Tenebrionidae	22
	<i>Nyctelia bremsi</i>	NYBR	Tenebrionidae	43
	<i>Nyctelia corrugata</i>	NYCO	Tenebrionidae	15
	<i>Nyctelia darwini</i>	NYDA	Tenebrionidae	46
	<i>Nyctelia fitzroyi</i>	NYFI	Tenebrionidae	14
	<i>Nyctelia sallei</i>	NYSA	Tenebrionidae	25
Plantas	<i>Praocis bicarinata</i>	PRBI	Tenebrionidae	33
	<i>Acaena magellanica</i>	ACMA	Rosaceae	106
	<i>Acaena poeppigiana</i>	ACPO	Rosaceae	83
	<i>Adesmia volckmannii</i>	ADVO	Fabaceae	34
	<i>Agrostis capillaris</i>	AGCA	Poaceae	62
	<i>Agrostis perennans</i>	AGPE	Poaceae	54
	<i>Anemone multifida</i>	ANMU	Ranunculaceae	75
	<i>Armeria maritima</i>	ARMA	Plumbaginaceae	100
	<i>Avenella flexuosa</i>	AVFL	Poaceae	308
	<i>Azorella prolifera</i>	AZPR	Apiaceae	68
	<i>Baccharis magellanica</i>	BAMA	Asteraceae	148
	<i>Berberis empetrifolia</i>	BEEM	Berberidaceae	82
	<i>Berberis microphylla</i>	BEMI	Berberidaceae	335
	<i>Blechnum penna-marina</i>	BLPE	Blechnaceae	147
	<i>Bromus setifolius</i>	BRSE	Poaceae	177
	<i>Calceolaria uniflora</i>	CAUN	Calceolariaceae	88
	<i>Carex andina</i>	CAAN	Cyperaceae	160
	<i>Carex argentina</i>	CAAR	Cyperaceae	86
	<i>Carex macloviana</i>	CAMA	Cyperaceae	31
	<i>Chilodactylus diffusum</i>	CHDI	Asteraceae	195
	<i>Chuquiraga aurea</i>	CHAU	Asteraceae	55
	<i>Chuquiraga avellaneda</i>	CHAV	Asteraceae	35
	<i>Clinopodium darwini</i>	CLDA	Lamiaceae	40
	<i>Colobanthus subulatus</i>	COSU	Caryophyllaceae	41
	<i>Empetrum rubrum</i>	EMRU	Ericaceae	250
	<i>Ephedra chilensis</i>	EPCH	Ephedraceae	69
	<i>Escallonia rubra</i>	ESRU	Escalloniaceae	118
	<i>Festuca argentina</i>	FEAR	Poaceae	26
	<i>Festuca gracillima</i>	FEGR	Poaceae	133
	<i>Festuca magellanica</i>	FEMA	Poaceae	215
	<i>Festuca pallescens</i>	FEPA	Poaceae	167
	<i>Galium aparine</i>	GAAP	Rubiaceae	118

Tabla 3.2.1-1 Continuación.

Grupo	Especie	ACRON	Familia	N
Plantas	<i>Gaultheria mucronata</i>	GAMU	Ericaceae	154
	<i>Hordeum comosum</i>	HOCO	Poaceae	108
	<i>Hordeum pubiflorum</i>	HOPU	Poaceae	59
	<i>Juncus balticus</i>	JUBA	Cyperaceae	24
	<i>Lycium chilense</i>	LYCH	Solanaceae	21
	<i>Microsteris gracilis</i>	MIGR	Polemoniaceae	48
	<i>Mulguraea tridens</i>	MUTR	Verbenaceae	65
	<i>Nardophyllum bryoides</i>	NABR	Asteraceae	113
	<i>Nassauvia glomerulosa</i>	NAGL	Asteraceae	156
	<i>Nassauvia ulicina</i>	NAUL	Asteraceae	70
	<i>Osmorhiza chilensis</i>	OSCH	Apiaceae	357
	<i>Pappostipa chrysophylla</i>	PACHR	Poaceae	98
	<i>Pappostipa chubutensis</i>	PACH	Poaceae	42
	<i>Pappostipa ibarii</i>	PAIB	Poaceae	69
	<i>Pappostipa sorianoii</i>	PASO	Poaceae	48
	<i>Perezia recurvata</i>	PERE	Asteraceae	171
	<i>Poa lanuginosa</i>	POLA	Poaceae	52
	<i>Poa ligularis</i>	POLI	Poaceae	21
	<i>Poa spiciformis</i>	POSP	Poaceae	182
	<i>Rytidosperma virescens</i>	RYVI	Poaceae	77
	<i>Senecio filaginoides</i>	SEFI	Asteraceae	169
	<i>Viola magellanica</i>	VIMA	Violaceae	205

Para aves se trabajó con 47 especies del orden Paseriformes, consideradas como las 15 especies más importante por área ecológica ($n = 8$) seleccionadas a partir de un índice de frecuencia relativa (ocurrencia relativa de cada ave por área ecológica y ocurrencia de cada ave en la región) por especie (Anexo 3.1). En total se utilizaron 5.512 puntos (Darrieu et al. 2009) y se complementó con el repositorio electrónico internacional e-birds (<https://ebird.org/>). Trece especies de aves pertenecen a la familia Furnariidae, diez a Tyrannidae, seis a Thraupidae, cuatro a Icteridae, cuatro a Hirundinidae, dos a Troglodytidae, dos a Rhinocryptidae, uno a Turdidae, uno a Motacillidae, uno a Mimidae, uno a Fringillidae, uno a Emberizidae y uno a Cotingidae. El grupo lagartijas estuvo compuesto por siete especies y se trabajó con 250 puntos recolectados desde 1998 hasta el 2014 (Cruz et al. 2005; Ibarguengoytia et al. 2010; Fernández et al. 2011; Breitman et al. 2014). Seis especies pertenecen a la familia Liolaemidae, una a Leiosauridae y una a Phyllodactylidae. Para el grupo tenebriónidos se trabajó con diez especies con una base de datos de 310 puntos de CEI (Colección Entomológica del Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, IADIZA). Las especies seleccionadas pertenecen a las subfamilias Pimeliinae y Tenebrioninae, familia Tenebrionidae (Matthews et al. 2010). Finalmente para el grupo plantas se trabajó con 53 especies de plantas vasculares, provenientes de 5.915 puntos relevados perteneciente a la base de datos de la red de parcelas permanente PEBANPA (Peri et al. 2016c), del inventario forestal provincial de ñire y lenga (Peri y Ormaechea 2013, Peri et al. 2019a) y del repositorio nacional Sistema de Información de Biodiversidad (<https://sib.gob.ar>). Estas bases de datos incluyen cobertura de especies (%) y frecuencia de ocurrencia (%). Calculamos un índice de ocurrencia de cobertura (COI) (0 a 1) como una combinación de la cobertura relativa (cobertura promedio de cada especie y el valor máximo de la cobertura promedio de todas las plantas en la región) y la frecuencia relativa (ocurrencia relativa de cada planta y valor máximo de ocurrencia relativa de todas las plantas en la región) para la selección de las 15 especies más importantes (Anexo 3.2).

Además, se exploraron 40 variables climáticas, topográficas y de paisaje (Tabla 3.2.1-2), las cuales fueron rasterizadas a una resolución de 90 x 90 m usando un proyecto SIG en el software ArcMap 10.0 (ESRI 2011). Se trabajó con variables climáticas ($n = 21$), donde 19 variables bioclimáticas (Hijmans et al. 2005) fueron descargadas desde <http://www.worldclim.org/>, estas variables son interpolaciones de datos observados correspondientes a 1960-1990 y representan las tendencias anuales (ej. temperatura media anual, precipitación anual) estacionalidad (ej. rango anual de temperatura y precipitación) y extremos o límites de factores ambientales (ej. temperatura de los meses más fríos y más cálidos y precipitación de los trimestres más secos y húmedos), además se indagaron los rásters de índice de aridez global y evapotranspiración global (Zomer et al. 2008). Para las variables topográficas ($n = 8$) se descargaron desde <http://asterweb.jpl.nasa.gov/> las imágenes del modelo digital de elevaciones (DEM) y se realizó un mosaico para generar un ráster con la información de toda la provincia, luego se aplicó la herramienta slope obteniendo la pendiente (Farr et al. 2007), para la exposición se aplicó la herramienta aspect y luego se calculó la función seno-coseno (E-O y N-S) (Jenness 2007). Se calcularon las distancias euclidianas a ríos, lagos y lagunas, caminos y localidades a partir de información digital generada en el Sistema de información Territorial (SIT-Santa Cruz) <http://spm.sitsantacruz.gob.ar/>. Finalmente las variables relacionadas al paisaje ($n = 11$) fueron, el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de enero del 2015 (ORNL DAAC 2008) y productividad primaria neta anual (PPNA) del año 2014 (Zhao 2010) ambas descargadas desde <http://modis.gsfc.nasa.gov/>, y desertificación (Del Valle et al. 1998). A partir de la actualización de la clasificación de tipos forestales y cobertura del suelo de la región bosque andino patagónico (CIEFAP-MAYDS 2016), se obtuvieron los rásters de bosque total, bosques de ñire, lenga y guindo y bosque mixto (lenga y guindo). Finalmente a partir del ráster bosque total se calcularon métricas de paisaje usando el software Fragstats (McGarigal et al. 2012), las variables calculadas fueron densidad de borde considerando una profundidad de 90 m, índice del parche más largo y área del núcleo.

Usando Environmental Niche Factor Analysis (ENFA, Hirzel et al. 2002) en el software Biomapper 4.0 (Hirzel et al. 2004), realizamos una serie de modelos de hábitat potencial espacialmente explícitos para las 119 especies. ENFA compara la distribución de variables ecogeográficas para un conjunto de datos de presencia que consiste en ubicaciones donde la especie ha sido detectada con la distribución predictiva del área total de estudio (Hirzel et al. 2001). Además, ENFA calculó dos índices: (i) la marginalidad global (0 - cercano a 1), calcula cuanto difiere la media del hábitat de la especie respecto a la media del área de estudio, valores más bajos indican que la especie tiende a vivir en condiciones promedio en toda el área de estudio, y (ii) la tolerancia global o especialización (tolerancia-1) (0-infinito), compara la varianza del hábitat de la especie respecto a la varianza del área de estudio e indica que tan estricto es el hábitat de la especie, valores más altos representan una especie especializada que tiende a vivir en un rango muy estrecho de condiciones ambientales (Hirzel et al. 2002; Martínez Pastur et al. 2016c). Para realizar el análisis usamos el algoritmo de distancia geométrica, el cual provee un buen análisis del nicho (Hirzel y Arlettaz 2003). El resultado obtenido es un mapa de HP el cual presenta valores de 0 (mínimo hábitat potencial) a 100 (máxima del hábitat potencial) para cada una de las especies.

Tabla 3.2.1-2 Lista de las variables ambientales exploratorias usadas para los modelados de habitabilidad potencial para la provincia de Santa Cruz.

Categoría	Descripción	Código	Unidad	Fuente
Climáticas	temperatura media anual	TMA	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	rango diurno medio anual	RDM	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	isotermalidad	ISO	%	WorldClim ⁽¹⁾
	estacionalidad de la temperatura	ET	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	temperatura máxima del mes más cálido	MAX	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	temperatura mínima del mes más frío	MINM	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	rango de temperatura anual	RTA	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	temperatura media del trimestre más húmedo	TMTH	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	temperatura media del trimestre más seco	TMTS	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	temperatura media del trimestre más cálido	TMTC	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	temperatura media del trimestre más frío	TMTF	°C	WorldClim ⁽¹⁾
	precipitación anual	PA	mm.año ⁻¹	WorldClim ⁽¹⁾
	precipitación del mes más húmedo	PMH	mm.año ⁻¹	WorldClim ⁽¹⁾
	precipitación del mes más seco	PMS	mm.año ⁻¹	WorldClim ⁽¹⁾
	estacionalidad de la precipitación	EP	%	WorldClim ⁽¹⁾
	precipitación del trimestre más húmedo	PTH	mm.año ⁻¹	WorldClim ⁽¹⁾
	precipitación del trimestre más seco	PTS	mm.año ⁻¹	WorldClim ⁽¹⁾
	precipitación del trimestre más cálido	PTC	mm.año ⁻¹	WorldClim ⁽¹⁾
	precipitación del trimestre más frío	PTF	mm.año ⁻¹	WorldClim ⁽¹⁾
	evapotranspiración global anual	EVGA	mm.año ⁻¹	CSI ⁽²⁾
	índice de aridez global	IAG		CSI ⁽²⁾
Topográficas	elevación	ELE	m.s.n.m	DEM ⁽³⁾
	pendiente	PEN	grado	DEM ⁽³⁾
	orientación coseno	ORIC	coseno	DEM ⁽³⁾
	orientación seno	ORIS	seno	DEM ⁽³⁾
	distancia a localidades	DLO	km	SIT Santa Cruz ⁽⁴⁾
	distancia a lagos	DLA	km	SIT Santa Cruz ⁽⁴⁾
	distancia a ríos permanentes	DRP	km	SIT Santa Cruz ⁽⁴⁾
	distancia a rutas	DR	km	SIT Santa Cruz ⁽⁴⁾
Paisaje	densidad de bordes	DB	m.ha ⁻¹	Mapa forestal ⁽⁴⁾ /
	área total del núcleo	ATN	ha	Mapa forestal ⁽⁴⁾ /
	índice del parche más grande	IPL	%	Mapa forestal ⁽⁴⁾ /
	índice de vegetación de diferencia normalizada	NDVI		MODIS ⁽⁶⁾
	productividad primaria neta anual	PPNA	gr.m ² .año ⁻¹	MODIS ⁽⁷⁾
	desertificación	DES	grado	CENPAT ⁽⁸⁾
	bosque total	BT	ocurrencia	Mapa forestal ⁽⁴⁾
	bosque mixto total	BMT	ocurrencia	Mapa forestal ⁽⁴⁾
	<i>Nothofagus pumilio</i> total	NPT	ocurrencia	Mapa forestal ⁽⁴⁾
	<i>Nothofagus antarctica</i> total	NAT	ocurrencia	Mapa forestal ⁽⁴⁾
	<i>Nothofagus betuloides</i> total	NBT	ocurrencia	Mapa forestal ⁽⁴⁾

(1) Hijmans et al. (2005), (2) Consortium for Spatial Information (CSI) (Zomer et al. 2008), (3) Farr et al. (2007), (4) SIT-Santa Cruz (<http://www.sitsantacruz.gob.ar>), (5) McGarigal et al. (2012), (6) ORNL DAAC (2008), (7) Zhao and Running (2010), (8) Del Valle et al. (1998).

Debido a la utilización de sólo datos de presencia la evaluación del modelo se realiza comparando los resultados obtenidos con un modelo aleatorio (Hirzel et al. 2006) utilizando una validación cruzada, y se evaluó a partir de los siguientes parámetros: (i) El índice Boyce (B) (- 1 a 1) es la correlación de rango de Spearman en $F_i = P_i / E_i$, que mide la monotonía de la curva, donde P_i son puntos de validación y E_i es un cuadro y donde cada cuadro cubre una parte del área total (por defecto, el área se divide en 4 cuadrados). Los valores positivos indican que el modelo de predicciones es consistente con la distribución de presencia en el conjunto de datos de evaluación, y los valores cercanos a cero significan que el modelo no es diferente de un modelo aleatorio y los valores negativos indican un modelo incorrecto. (ii) El índice Boyce continuo (Bcont) se define como el índice Boyce basado en una ventana móvil. (iii) La proporción de puntos de validación (P) son aquellas observaciones omitidas durante el proceso de validación cruzada (Boyce et al. 2002; Hirzel et al. 2006). (vi) El índice de validación absoluta (AVI) se define como la proporción de puntos de evaluación de presencia que caen por encima de un umbral de HP fijo (por ejemplo 0,5) que varía de 0 a 1, donde los valores más altos indican un modelo de confianza; y (v) el índice de validación de contraste (CVI) que se define como $AVI - AVI_{> 50}$, y que varía entre 0,0 y 0,5 (cero significa que la precisión del modelo no supera a un modelo aleatorio) (Hirzel y Arlettaz 2003; Hirzel et al. 2004).

3.2.2 Mapa de biodiversidad potencial

Se elaboró un único MBP para la provincia de Santa Cruz a partir de los 119 mapas de HP anteriormente descritos en el apartado 3.2.1. Para su elaboración, se ingresaron los 119 mapas en un proyecto SIG con la misma resolución de 90×90 m, y se utilizó una máscara basada en NDVI (menos de 0,05) para detectar suelo desnudo, campos de hielo y cuerpos de agua (Lillesand y Kiefer 2000). Luego, a partir de la herramienta cell statistic se calculó el promedio de los mapas de HP por grupo taxonómico (mamíferos, aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas), obteniéndose cuatro mapas de biodiversidad potencial (0-100) y un mapa de hábitat potencial del huemul (0-100).

Seguidamente, se ponderó cada mapa (mamíferos, aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas) por un índice de importancia grupal ($IIG = ((INDMi * ENDi) / N)$) (Tabla 3.2.2-1), donde $INDMi$ (0-1) es el promedio de los índices de marginalidad y especialización elevados a la tercera potencia (manteniendo la misma importancia para cada índice) por especie, $ENDi$ (Argentina = 1, Patagonia = 5 y Santa Cruz = 10) es un valor de endemismo por especie (Narosky y Yzurieta 2005, Breitman et al 2014, Carrara y Flores 2015, Flora Argentina <http://www.floraargentina.edu.ar/>) y N es la cantidad de especies por grupo taxonómico. Los valores de la primera parte de la fórmula ($INDMi * ENDi$) se re-escalaron de 0,5 a 1,0 para cada especie y luego se calculó el promedio por cada grupo taxonómico obteniéndose el IIG. Finalmente, el MBP final para la provincia de Santa Cruz se obtuvo como la suma de los cinco mapas ponderados y para futuras comparaciones se re-escaló de 1-100.

Tabla 3.2.2-1 Cálculo del índice de importancia global (IIG) por grupo taxonómico. Dónde: INDMi = el promedio de los índices de marginalidad y especialización elevados a la tercera potencia por especie y ENDi = valor de endemismo por especie.

Grupo	ACRON	INDMi	ENDi	INDMi*ENDi	IIG
Mamíferos	HIBI	0.97	5	1.00	1.00
	AGLI	0.08	5	0.54	
	AGMI	0.00	1	0.50	
	AGTH	0.00	1	0.50	
	ANCO	0.00	1	0.50	
	ANPA	0.01	1	0.50	
	APSP	0.08	5	0.54	
	ASAN	0.00	5	0.50	
	ASMO	0.00	1	0.50	
	ASPY	0.00	1	0.50	
	CIOU	0.02	1	0.50	
	CIPA	0.02	5	0.51	
	CIPL	0.00	1	0.50	
	CUCU	0.08	5	0.54	
	ELAL	0.00	1	0.50	
	ERPH	0.01	5	0.51	
	GEAN	0.00	5	0.50	
	GECU	0.00	1	0.50	
	GERU	0.02	1	0.50	
	HIRU	0.00	1	0.50	
	HYPE	0.02	1	0.50	
	LEAE	0.00	1	0.50	
	LERU	0.00	1	0.50	
	MIPA	0.00	1	0.50	
Aves	MOBO	0.01	1	0.50	0.51
	MUAL	0.11	1	0.51	
	MUMC	0.00	1	0.50	
	NERU	0.00	1	0.50	
	PHFR	0.00	1	0.50	
	PHGA	0.00	1	0.50	
	PHPA	0.07	5	0.54	
	PHRA	0.07	1	0.51	
	PHUN	0.02	1	0.50	
	PREL	0.02	1	0.50	
	PTTA	0.12	5	0.56	
	PYAL	0.16	5	0.58	
	PYCY	0.00	1	0.50	
	SCMA	0.10	1	0.51	
	SIAU	0.00	1	0.50	
	SILE	0.00	5	0.50	
	SPBA	0.00	5	0.50	
	STLO	0.00	1	0.50	
	TAME	0.00	1	0.50	
	TRAE	0.00	1	0.50	
	TUFA	0.01	1	0.50	
	UPDU	0.00	1	0.50	
	XOPY	0.08	5	0.54	
	ZOCA	0.00	1	0.50	
Reptiles	DIBI	0.08	5	0.54	0.58
	HODA	0.08	1	0.51	
	LIBI	0.08	1	0.51	
	LIES	0.18	10	0.68	
	LIFI	0.16	5	0.58	
	LILI	0.15	5	0.58	
	LIKI	0.03	5	0.52	
	LISA	0.25	10	0.76	

Tabla 3.2.2-1 Continuación

Grupo	ACRON	INDMi	ENDi	INDMi*ENDi	IIG
Insectos	EMMU	0.01	5	0.51	0.56
	EPLA	0.02	5	0.51	
	EPTR	0.03	5	0.51	
	MIAR	0.08	5	0.54	
	NYBR	0.06	5	0.53	
	NYCO	0.14	5	0.57	
	NYDA	0.06	5	0.53	
	NYFI	0.74	5	0.88	
	NYSA	0.09	5	0.55	
	PRBI	0.03	5	0.52	
Plantas	ACMA	0.39	1	0.54	0,53
	ACPO	0.00	1	0.50	
	ADVO	0.03	1	0.50	
	AGCA	1.00	1	0.60	
	AGPE	0.04	1	0.50	
	ANMU	0.17	1	0.52	
	ARMA	0.07	1	0.51	
	AVFL	0.40	5	0.71	
	AZPR	0.04	1	0.50	
	BEEM	0.70	1	0.57	
	BEMI	0.09	5	0.55	
	BLPE	0.28	1	0.53	
	BRSE	0.01	1	0.50	
	CAUN	0.02	5	0.51	
	CAAN	0.04	5	0.52	
	CAAR	0.01	1	0.50	
	CAMA	0.04	1	0.50	
	CHDI	0.25	1	0.53	
	CHAU	0.04	5	0.52	
	CHAV	0.10	1	0.51	
	CLDA	0.00	5	0.50	
	COSU	0.00	1	0.50	
	EMRU	0.49	1	0.55	
	EPCH	0.01	1	0.50	
	ESRU	0.52	5	0.77	
	FEAR	0.05	1	0.50	
	FEGR	0.02	5	0.51	
	FEMA	0.05	1	0.50	
	FEPA	0.02	1	0.50	
	GAAP	0.46	1	0.55	
	GAMU	0.18	5	0.59	
	HOCO	0.00	1	0.50	
	HOPU	0.08	5	0.54	
	JUBA	0.01	1	0.50	
	LYCH	0.01	1	0.50	
	MIGR	0.00	1	0.50	
	MUTR	0.00	5	0.50	
	NABR	0.00	5	0.50	
	NAGL	0.01	1	0.50	
	NAUL	0.02	5	0.51	
	OSCH	0.46	1	0.55	
	PACHR	0.01	1	0.50	
	PACH	0.02	1	0.50	
	PAIB	0.02	1	0.50	
	PASO	0.03	5	0.51	
	PERE	0.01	1	0.50	
	POLA	0.00	1	0.50	
	POLI	0.04	1	0.50	
	POSP	0.00	5	0.50	
	RYVI	0.01	1	0.50	
	SEFI	0.02	1	0.50	
	VIMA	0.17	5	0.59	

3.2.3 Mapas de áreas prioritarias para la conservación

Usando el software Zonation 4.0, se elaboraron tres mapas que permitieron definir áreas prioritarias para la conservación para la provincia de Santa Cruz a partir de los cinco mapas anteriormente descritos en el apartado 3.2.2 de este capítulo. Zonation, permite obtener áreas de importancia para la conservación (0-1) considerando diferentes metodologías (Moilanen et al. 2007): (i) CAZ basa la clasificación en la aparición más importante de una especie y el peso de cada mapa (valor asignado por el IIG) y (ii) ABF asigna áreas prioritarias considerando la riqueza de especies, ajustados por los niveles de presencia local y el peso de cada mapa. Además, (iii) se elaboró un tercer mapa (PROM) de áreas prioritarias para la conservación calculando el promedio de ambos mapas (ABF y CAZ) anteriormente obtenidos.

Seguidamente, Zonation produce un conjunto de curvas las cuales nos permiten evaluar: (i) proporción de las distribuciones remanentes a medida que se elimina el paisaje según importancia para la conservación; (ii) costo necesarios (superficie relativa) para lograr una conservación determinada de las distribuciones de especies; (iii) riesgo de extinción a medida que se conserva el paisaje y (iv) proporción de las distribuciones de las especies a medida que se conserva el paisaje.

3.2.4 Análisis del mapa de biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación

Para responder a los objetivos secundarios, usamos un agrupamiento hexagonal. El agrupamiento hexagonal es una metodología espacial que permite aumentar el análisis espacial de los mapas (Battersby et al. 2017), para esto se crean hexágonos de un tamaño regular que cubran toda el área de estudio. Esta metodología ha sido utilizada desde 1980 para realizar diferentes análisis o visualización de datos espaciales, así como para construir marcos de muestreos.

Primero a escala regional y usando un proceso de agrupamiento hexagonal (cada hexágono = 250.000 ha) analizamos la biodiversidad potencial según variables ambientales (características climáticas, topográficas y de vegetación) (Tabla 3.2.1-2). Para esto, se calculó el promedio del MBP para cada hexágono y se categorizaron los hexágonos en baja (1-48%), media (49-66%) y alta (67-78%) biodiversidad potencial, luego se analizaron las diferentes variables ambientales ($n = 26$) comparando los niveles del MBP a través de ANDEVAs unidireccional y prueba post-hoc de Tukey. Para la evaluación de los cambios según las áreas ecológicas, se categorizaron los hexágonos (250.000 ha) según áreas ecológicas (Oliva et al. 2004) (Figura 2.3-1, Capítulo 2) y a partir ANDEVAs unidireccionales y prueba post-hoc de Tukey se evaluaron los valores medios de biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación. Además, usando el análisis de componentes principales (PCA) se caracterizaron las áreas ecológicas considerando variables ambientales ($n = 6$) y los valores medios de los mapas biodiversidad potencial por grupo taxonómico ($n = 4$) y el mapa hábitat potencial del huemul (Figura 3.2.4-1).

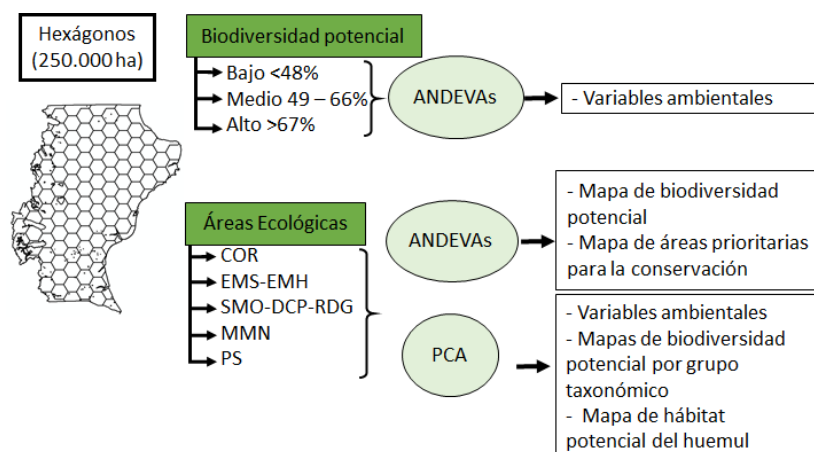


Fig. 3.2.4-1 Metodología de hexágonos empleada para el análisis a escala regional.

Seguidamente, para la evaluación de la representatividad dentro de la red de áreas protegidas (Figura 2.5-1, Capítulo 2) (considerando aquellas áreas con más de más de ocho hexágonos de superficie) utilizamos un proceso de agrupamiento hexagonal (cada hexágono = 5.000 ha) y los clasificamos según protección, tipo de administración (nacional y provincial) y nombre del área protegida.

Finalmente, para la evaluación de la influencia del paisaje forestal (tierras abiertas y tipos de bosque) (CIEFAP-MAyDS 2016) se realizaron clasificaron los hexágonos considerando tres análisis diferentes: (i) un primer análisis considerando tres grupos de variables que incluyen pastizales (P) (<30% de cobertura forestal), una mezcla de pastizales y bosques naturales (P+B) (cobertura forestal entre 30 % y 50%), y bosques naturales (B) (>50% de cobertura forestal); (ii) un segundo análisis considerando cuatro tratamientos que incluyen pastizales y áreas boscosas naturales, donde los tratamientos incluyeron bosques puros y mixtos: P+NA (pastizales y bosques de *Nothofagus antarctica*), P+NP (pastizales y *N. pumilio*), P+NP-MIX (pastizales y bosques mixtos de *N. pumilio* y siempreverde) y P+NA-NP (pastizales y bosques de *N. antarctica* y *N. pumilio*); y (iii) un análisis final con las mismas categorías de bosques donde excluimos los pastizales: NA, NP, NP-MIX y NA-NP).

A partir ANDEVAs unidireccionales y prueba post-hoc de Tukey se evaluaron los valores medios de biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación. Además, usando el análisis de componentes principales (PCA) se caracterizó el paisaje forestal considerando variables ambientales ($n = 6$) y los valores medios de los mapas biodiversidad potencial por grupo taxonómico ($n = 4$) y el mapa hábitat potencial del huemul (Figura 3.2.4-2).

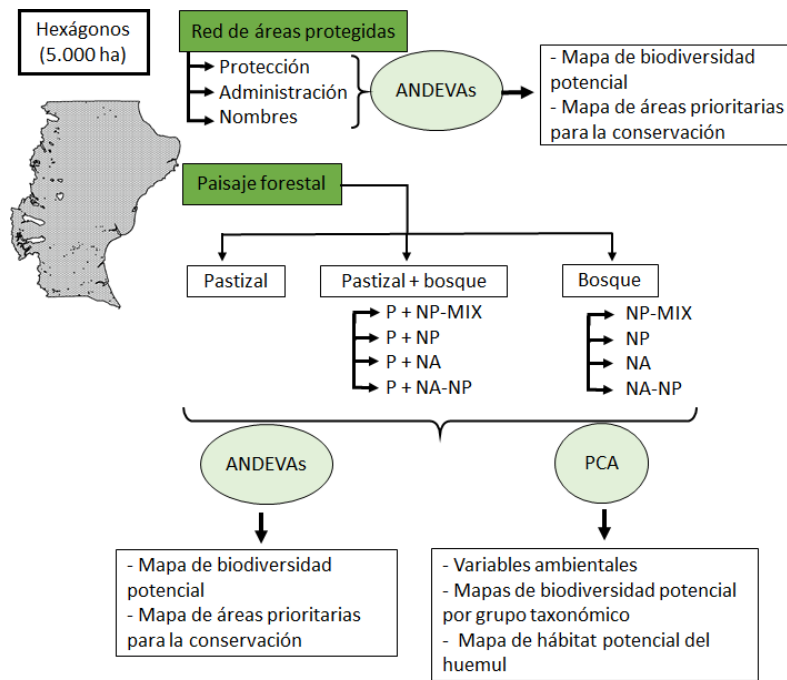


Figura 3.2.4-2 Metodología de hexágonos empleada para el análisis de la representatividad dentro de la red de áreas protegidas y cambios en el paisaje forestal.

3.3 Resultados

3.3.1 Mapas de hábitat potencial

Las 16 variables ambientales seleccionadas por los diferentes modelos presentaron diferentes valores de correlación de Pearson (Anexo 3.3). El índice de correlación varió entre 0,03 y 1,00, donde la correlación más baja fue entre MINCM y DR (0,03), y el máximo entre MAXMC y EVGA (1,00). Entre las variables climáticas seleccionadas que presentaron la correlación más alta fue entre MAXMC y EVGA (1,00), seguido por PA y PTF (0,99), TMA con MAXMC y EVGA (0,98 y 0,96). Las variables topográficas no presentaron altos valores de correlación entre ellas, sin embargo la elevación (ELE) presentó una alta correlación (-0,85) con la temperatura mínima del mes más frío (MINMF). Por último, algunas las variables de paisaje (NDVI y PPNA) presentaron altos valores de correlación (0,87) y la desertificación (DES) presentó altos valores de correlación entre TMA, MAXMC, EVGA (0,91, 0,90, 0,89). Las 16 variables no fueron significativas para todos los modelos, determinando que 72 modelos utilizaran 5 variables, 37 modelos utilizara 4 variables, 5 modelos utilizaran 6 variables, 4 modelos utilizaran 7 variables y sólo 1 modelo utilizó 10 variables (Anexo 3.4). De las variables climáticas, la temperatura media anual (TMA) fue utilizada en la mayoría de los modelos excepto para cinco especies de plantas donde se seleccionó la variable temperatura máxima del mes más cálido (MAXMC) y la variable temperatura mínima del mes más frío (MINMF) fue seleccionada para 49 modelos. La precipitación anual (PA) se seleccionó para todos los modelos, mientras que precipitación del trimestre más frío (PTF) para

cuatro especies de lagartijas y la evapotranspiración global anual (EVGA) para 24 modelos; (ii) de las variables topográficas, la elevación (ELE) se seleccionó para 94 modelos, mientras que la pendiente (PEN), orientación N-S (ORIC) y densidad de borde (DB) fueron seleccionadas para el modelo del huemul únicamente. Distancia a lagos (DLA) fue usado para cinco especies de plantas y distancia a ríos permanentes (DRP) para 38 modelos; (iii) de las variables de paisaje el NDVI fue seleccionado para 118 modelos, siendo la productividad primaria neta anual (PPNA), desertificación (DES) y bosque total (BT) seleccionadas únicamente para el modelo del huemul.

Los resultados de los 119 modelos HP explicaron más del 90% de la información en los primeros cuatro ejes (Anexo 3.5). La validación cruzada indicó que los modelos presentaron diferentes ajustes según grupo taxonómico (Anexo 3.6). Para el modelo del huemul se mostró una buena estadística: (i) el índice Boyce presentó un valor de 0,92, (ii) el índice P ($B = 0$) un valor de 0,08 y el índice Bcont (20) un valor de 0,73, estos índices indican una buena estadística para los análisis de validación cruzada de los modelos, y (iii) AVI un valor de 0,50 y CVI 0,49 que indican que las predicciones del modelo fueron consistentes con los conjuntos de datos de evaluación ya que el 50% de los registros de evaluación estaban encerrados en el área central. Mientras que para los modelos de las especies de aves: (i) el índice Boyce varió entre 0,02 y 0,92, (ii) el índice P ($B = 0$) varió entre 0,08 y 0,64 y el índice Bcont (20) entre -0,26 y 0,77 y (iii) AVI varió entre 0,38 y 0,62, y CVI entre 0,10 y 0,57. Cabe destacar que *Phrygilus unicolor* presentó el índice Boyce más bajo (0,02) indicando que el modelo no es muy consistente con la distribución de los puntos de presencia, mientras que *Cinclodes patagonicus* presentó el valor más bajos de AVI (0,38) indicando un modelo menos confiable y *Asthenes pyrrholeuca* presentó el valor más bajo de CVI (0,10) indicando que es el modelo que menos se separa de un modelo aleatorio.

Los modelos de lagartijas, también mostraron buenas estadísticas de validación: (i) el índice Boyce varió entre 0,10 y 0,37, este índice indica que las predicciones del modelo son consistentes con la distribución de presencia del conjunto de datos de observación de campo, (ii) el índice P ($B=0$) varió entre 0,33 y 0,60 y el índice Bcont (20) entre -0,04 y 0,20, estos índices indican una buena estadística para los análisis de validación cruzada de los modelos, y (iii) AVI varió entre 0,46 y 0,68, y CVI entre 0,31 y 0,49 que indican que las predicciones del modelo fueron consistentes con los conjuntos de datos de evaluación. Para los modelos de tenebriónidos, la validación cruzada de los modelos presentaron el siguiente ajuste: (i) el índice de Boyce (B) varió entre 0,04 y 0,75, (ii) P ($B=0$) varió de 0,21 a 0,65, (iii) Bcont (20) varió entre -0,02 y 0,41, (iv) AVI varió entre 0,45 y 0,67, y (v) CVI varió entre 0,23 y 0,58. El peor desempeño se obtuvo para *Nyctelia sallei*, donde: (i) $B=0,04$ indicó que este modelo no es diferente de un modelo aleatorio, que coincide con los valores obtenidos de AVI=0,45 y CVI=0,23 que indican que la especie es un especies generalistas. Las especies restantes presentaron valores más altos del índice Boyce, que indican que estos modelos fueron consistentes con la base de datos, y presentaron valores más altos de AVI y CVI, lo que indica que las predicciones de los modelos fueron consistentes. Finalmente, para los modelos de plantas: (i) el índice Boyce varió entre 0,10 y 0,94, (ii) el índice P ($B = 0$) varió entre 0,06 y 0,64 y el índice Bcont (20) entre -0,15 y 0,74 y (iii) AVI varió entre 0,35 y 0,65, y CVI entre 0,10 y 0,54. *Hordeum comosum* presentó el índice Boyce más bajo (0,10) indicando que el

modelo no es muy consistente con la distribución de los puntos de presencia, mientras que *Perezia recurvata* presentó el valor más bajo de AVI (0,35) indicando un modelo menos confiable y *Bromus setifolius* presentó el valor más bajo de CVI (0,10) indicando que es el modelo que menos se separa de un modelo aleatorio.

Los índices de marginalidad y especialización variaron según los grupos taxonómicos desde 0,52 a 4,87 para marginalidad y desde 1,34 a 14,75 para especialización. Mientras que *Hippocamelus bisulcus* presentó el mayor valor de marginalidad indicando que la media del hábitat difiere ampliamente respecto a la media del área de estudio, el arbusto *Mulguraea tridens* presentó el menor valor, y por otra parte la gramínea *Agrostis capillaris* presentó el mayor valor de especialización indicando que tiende a vivir en un rango muy estrecho de condiciones ambientales y *Cinclodes patagonicus* el menor valor.

A nivel de cada grupo taxonómico se observaron similitudes entre el hábitat potencial y los índices de marginalidad y especialización entre las especies (Figura 3.3.1-1). Para aves, un primer grupo con una distribución general por toda la provincia (n = 33 especies) presentaron baja marginalidad (0,76-1,32) y especialización (1,60-5,05), un segundo grupo con una distribución hacia el oeste y sur de la provincia (n = 4 especies) presentaron valores altos de marginalidad (1,50-2,45) y especialización bajos (1,34-3,97) y un tercer grupo con distribución oeste (n = 10 especies) presentaron valores altos de marginalidad (1,50-2,45) y especialización (4,47-7,10). Mientras que para lagartijas, un primer grupo con la distribución sur (*L. escarchadosi*, *L. sarmientoï*) presentaron la marginalidad más baja (0,73 a 0,74) y la mayor especialización (8,9 a 9,9), un segundo grupo con una sola especie (*L. lineomaculatus*) ocupó una posición intermedia donde la marginalidad fue de 0,78 y la especialización fue de 8,50 y un tercer grupo con distribución norte (*L. kingii*, *L. bibronii*, *L. fitzingerii*, *D. bibronii*, *H. darwinii darwinii*) presentaron la mayor marginalidad (0,76 a 0,91) y la especialización más baja (5,70 a 8,80).

Por su parte tenebriónidos presentó, un primer grupo (*N. darwini*, *N. sallei*, *E. lata* y *M. araneiformis*) mostró una marginalidad baja (0,57-0,65) y especialización baja (4,96-7,46), un segundo grupo con una sola especie (*N. fitzroyi*) presentó un valor de marginalidad medio (0,74) y el valor de especialización más alto (13,57) y un tercer grupo (*E. multipunctata*, *P. bicarinata*, *E. tricostata*, *N. bremsi* y *N. corrugata*) mostraron alta marginalidad (0,76-0,89) y baja especialización (4,29-8,35). Finalmente para plantas se observó, un primer grupo con una distribución general por toda la provincia (n = 23 especies) presentaron baja marginalidad (0,52-0,97) y especialización (1,60-7,54), un segundo grupo con una distribución hacia el centro-oeste de la provincia (n = 17 especies) presentaron valores intermedios de marginalidad (1,35-2,16) y bajos de especialización (2,06-6,76), un tercer grupo con distribución oeste (n = 11 especies) presentaron valores altos de marginalidad (2,24-2,89) y especialización (5,54-11,46) y un cuarto grupo con una distribución más restringida en cordillera asociados a tipos forestales específicos como el ñire (*Berberis empetrifolia* y *Agrostis capillaris*) con valores intermedios de marginalidad (1,85 y 2,10) y los valores más altos de especialización (13,10 y 14,75).

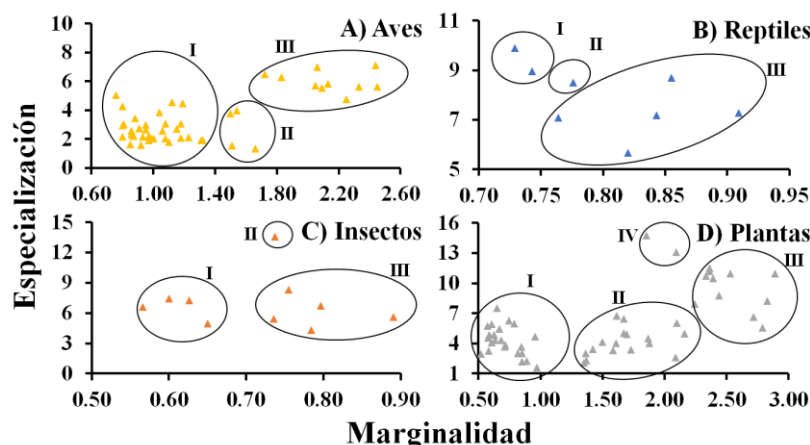


Figura 3.3.1-1 Índices de especialización y marginalidad según grupos taxonómicos.

Los mapas de hábitat potencial presentaron diferentes requisitos de distribución y hábitat según grupo taxonómico. Para el huemul el mapa (Anexo 3.7) mostró una amplia distribución latitudinal (46° - 52° S) ubicada principalmente en la base de la montaña de los Andes (en el área ecológica de bosque y vegetación alpina) y cerca de lagos y lagunas. En la zona norte (Anexo 4.7A) de la provincia se presentó un hábitat potencial marginal y discontinuo con dos núcleos (El Portezuelo a $46^{\circ}03'01''$ S y $71^{\circ}39'59''$ O, y Monte Zeballos a $46^{\circ}51'56''$ S y $71^{\circ}53'24''$ W). El área central (Anexo 3.7B-D) mostró una distribución continua de hábitat de alto potencial. Finalmente, el área más meridional (Anexo 3.7E) se separó de la distribución central disminuyendo el hábitat potencial del huemul. Esto incluyó áreas boscosas marginales con menor influencia de las montañas de los Andes (ej. colinas centrales cerca de las localidades de Stag River y Rio Turbio).

Los mapas de HP de aves (Anexo 3.8) mostraron algunas especies áreas de hábitat potencial estrecho con valores altos de habitabilidad en zonas cordilleranas (Anexo 3.8A, F, J, M, X, AC, AG, AH, AJ, AR), y otras presentaron áreas de hábitat potencial más amplio con valores altos de habitabilidad en zonas cordilleranas y sur de la provincia (Anexo 3.8E, K, AD, AE), mientras que un gran número de especies ($n = 33$) presentaron áreas de hábitat potencial por toda la provincia con diferentes zonas de altos valores de habitabilidad (Anexo 3.8B, C, D, G, H, I, L, N, Ñ, O, P, Q, R, S, T, U, V, W, Y, Z, AA, AB, AF, AI, AK, AL, AM, AN, AÑ, AO, AP, AQ, AS). Mientras que, para lagartijas (Anexo 3.9) los mapas de las ocho especies de lagartos presentaron diferencias significativas, pero coinciden con la distribución observada de los sitios de ubicación. Algunas especies presentaron un área de hábitat potencial más pequeña (*D. bibronii* L. *bibronii*, *L. fitzingerii* y *H. darwinii darwinii*) (Anexo 3.9A, B, C, D), mientras que otras presentaron áreas de hábitat potencial más grandes (*L. lineomaculatus* y *L. sarmientoi*) (Anexo 3.9F y G); (iv) para las especies de tenebriónidos (Anexo 3.10), *N. darwini*, *N. sallei*, *E. lata* y *M. araneiformis* presentaron los valores más altos de HP en el este (Anexo 3.10A, B, C, D), mientras que *N. fitzroyi* (Anexo 3.10E) presentó los valores más altos en el noreste, y en el sur se encontraron los valores más altos para *E. multipunctata*, *P. bicarinata*, *E. tricostrata*, *N. bremsi* y *N. corrugata* (Anexo 3.10F, G, H, I, J).

Finalmente, para las plantas (Anexo 3.11) algunas especies presentan áreas de hábitat potencial muy estrecho con valores altos de habitabilidad en zonas cordilleranas ($n = 15$), donde algunas están principalmente relacionadas con los bosques más australes de la provincia (*Agrostis capilaris* y *Berberis empetrifolia*) (Anexo 3.11 D y K) y otras presentaron áreas de hábitat potencial siguiendo la distribución de los bosques de *Nothofagus* (Anexo 3.11A, E, F, H, J, M, R, W, Y, AD, AE, AÑ Y AY). Sin embargo, otras especies ($n = 11$) presentan áreas de hábitat potencial más amplios con valores altos de habitabilidad en el centro-oeste de la provincia (Anexo 3.11G, I, L, Ñ, O, Q, AA, AB, AC, AG y AH). Finalmente, un gran número de especies ($n = 24$) presentaron un área de habitabilidad más amplia con altos valores de habitabilidad por diferentes lugares de la provincia (Anexo 3.11B, C, N, P, S, T, U, V, X, Z, AF, AI, AJ, AK, AL, AM, AN, AO, AP, AQ, AR, AT, AU, AV).

3.3.2 Mapa de biodiversidad potencial

En un sistema de información geográfico, los 119 mapas de HP se combinaron según grupos taxonómicos obteniendo un mapa de hábitat potencial del huemul y cuatro mapas de biodiversidad potencial (aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas) (Figura 3.3.2-1).

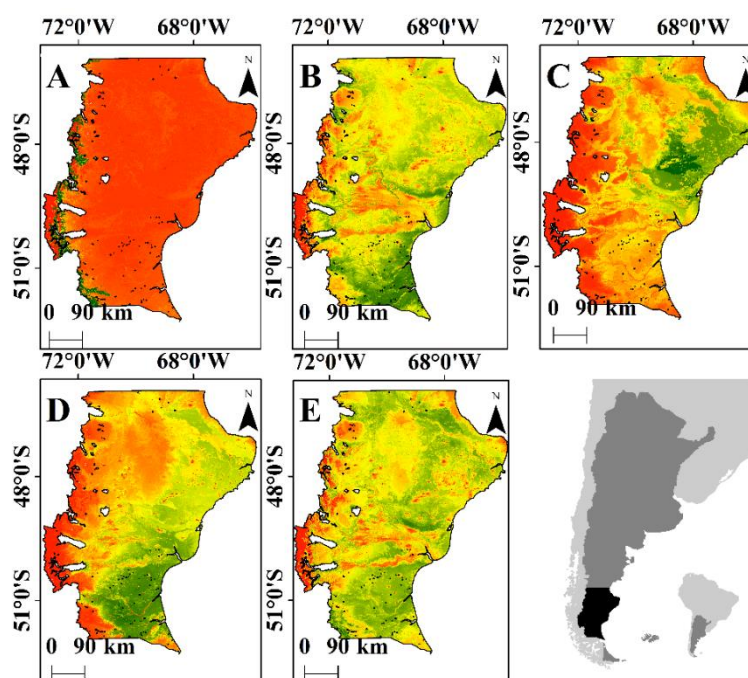


Figura 3.3.2-1 Mapa de hábitat potencial del huemul (A) (0-100) y cuatro mapas de biodiversidad potencial (0-100) para la provincia de Santa Cruz, color verde indica mayor habitabilidad o biodiversidad potencial (100) y color rojo indica menores valores de habitabilidad o biodiversidad potencial (0). Dónde: (B) aves, (C) lagartijas, (D) tenebriónidos y (E) plantas.

El MBP para aves mostró diferentes áreas de la provincia con altos valores de biodiversidad potencial, siendo la zona sureste la de mayor biodiversidad potencial, seguido por las áreas del noreste con valores

intermedios, mientras que los valores más bajos de biodiversidad potencial se encontraron en el centro y oeste de la provincia. Dentro de las áreas de bajo potencial (oeste), los valores más altos se encontraron en cercanía a los grandes lagos y valles. Mientras que, el MBP para lagartijas mostró una mayor biodiversidad potencial principalmente en las áreas del noreste, mientras que el potencial medio incluía áreas de la provincia de Santa Cruz del centro-norte al sur. Las áreas de potencial más bajo se observaron en el oeste, cerca de las montañas y los bosques. Sin embargo, algunas áreas de mayor potencial ocurrieron en los humedales en las riveras de grandes ríos y cerca de lagos en las regiones montañosas con lugares más templados y húmedos.

Para tenebriónidos, el MBP mostró que existe una mayor biodiversidad potencial en las áreas del este y sudeste, y disminuyó desde el este hacia el oeste. Junto a este gradiente, en valles aluviales de los principales ríos y la cercanía a cuerpos de agua aumentó la biodiversidad potencial, mientras que la cercanía a los campos de hielo y los bosques lo disminuyeron. Finalmente, el MBP para plantas mostró una mayor biodiversidad potencial hacia el este, con los valores medios hacia el centro norte de la provincia. Los valles y cordillera presentaron los menores valores, sin embargo, la zona sur-oeste presentó valores altos de biodiversidad potencial.

Los cinco mapas (huemul, aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas) se ponderaron por el índice de importancia grupal, donde huemul obtuvo el valor más alto (1,00), seguido por lagartijas (0,58), tenebriónidos (0,56), plantas (0,53) y finalmente aves (0,51). Para obtener el mapa final de biodiversidad potencial (Figura 3.3.2-2) se sumaron los mapas ponderados y re escalaron de 1-100. El MBP general mostró altos valores de biodiversidad potencial hacia el este (verde) disminuyendo hacia el oeste (rojo), sin embargo, se observa un aumento de los valores en áreas de bosques y cercanías a grandes cuerpos de agua.

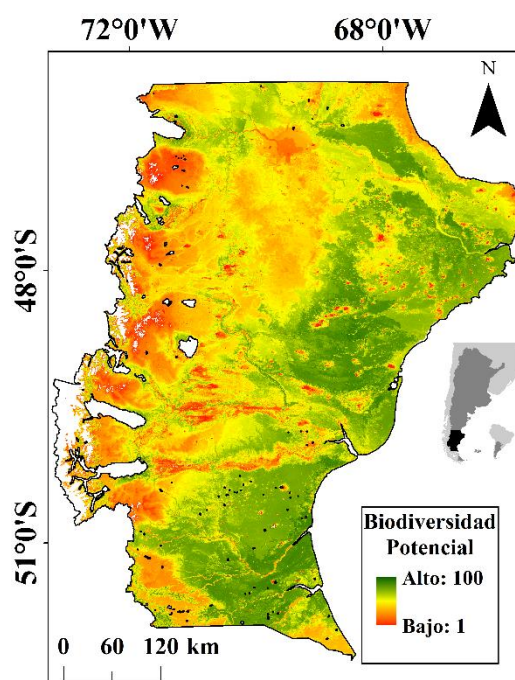


Figura 3.3.2-2 Mapa de biodiversidad potencial (MBP) general para la provincia de Santa Cruz.

3.3.3 Mapas de áreas prioritarias para la conservación

Los tres mapas de áreas prioritarias para la conservación se obtuvieron a partir del mapa de hábitat potencial del huemul y cuatro mapas de biodiversidad potencial (aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas) (Figura 3.3.2-1). Los mapas obtenidos presentaron patrones generales semejantes en la designación de las áreas prioritarias para la conservación a través del paisaje en la provincia de Santa Cruz (Figura 3.3.3-1). Las áreas de mayor prioridad para la conservación se observaron de norte a sur principalmente en los extremos oeste y este (verde), disminuyendo hacia el centro-norte (rojo) de la provincia. Sin embargo, se observan algunas particularidades al considerar las diferentes metodologías empleadas: (i) al sur de la provincia el mapa de zonificación del área central (CAZ, Figura 3.3.3-1A) presentó valores altos a medios de importancia, mientras que el mapa de función de beneficio aditivo (ABF, Figura 3.3.3-1B) presentó entre las áreas de alto valor de importancia valores bajos (rojo); (ii) al norte de la provincia el mapa de zonificación del área central (CAZ, Figura 3.3.3-1A) presentó principalmente valores bajos de importancia, mientras el mapa de función de beneficio aditivo (ABF, Figura 3.3.3-1B) presentó valores altos a medios de importancia.

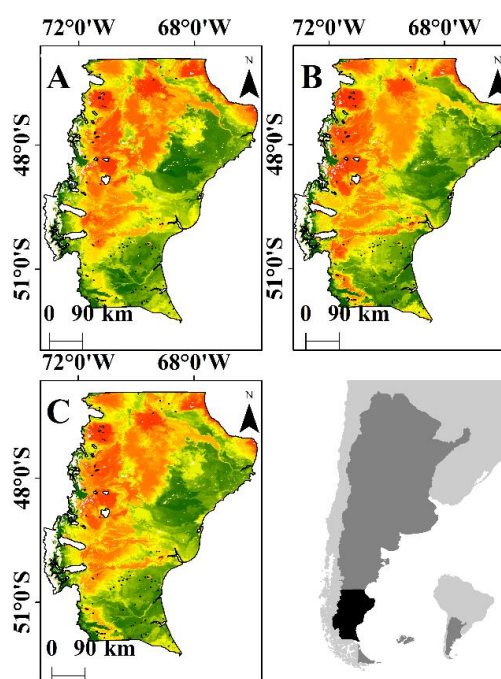


Figura 3.3.3-1 Mapas de áreas prioritarias para la conservación considerando diferentes metodologías: (A) Zonificación del área central (CAZ); (B) Función de beneficio aditivo (ABF) y (C) el promedio de ambas metodologías. Donde los valores más altos (1) se encuentran en color verde y los valores más bajos (0) en rojo.

Las curvas de rendimiento presentaron comportamientos similares entre las dos metodologías utilizadas (CAZ y ABF), donde: (i) la proporción remanente de los hábitats potenciales (Figura 3.3.3-2A) disminuye al aumentar el paisaje eliminado; (ii) la proporción remanente de los hábitats potenciales (Figura 3.3.3-2B) aumenta con el costo necesario (superficie relativa); (iii) el riesgo de extinción promedio (Figura 3.3.3-2C)

aumenta al disminuir la proporción de paisaje protegido; y (iv) las proporciones remanentes (Figura 3.3.3-2D) cambian al considerar las diferentes especies, donde para una importancia de conservación máxima (0,9) el huemul (línea azul) presenta 0,52 de su distribución protegida mientras que las otras especies entre 0,20 y 0,30.

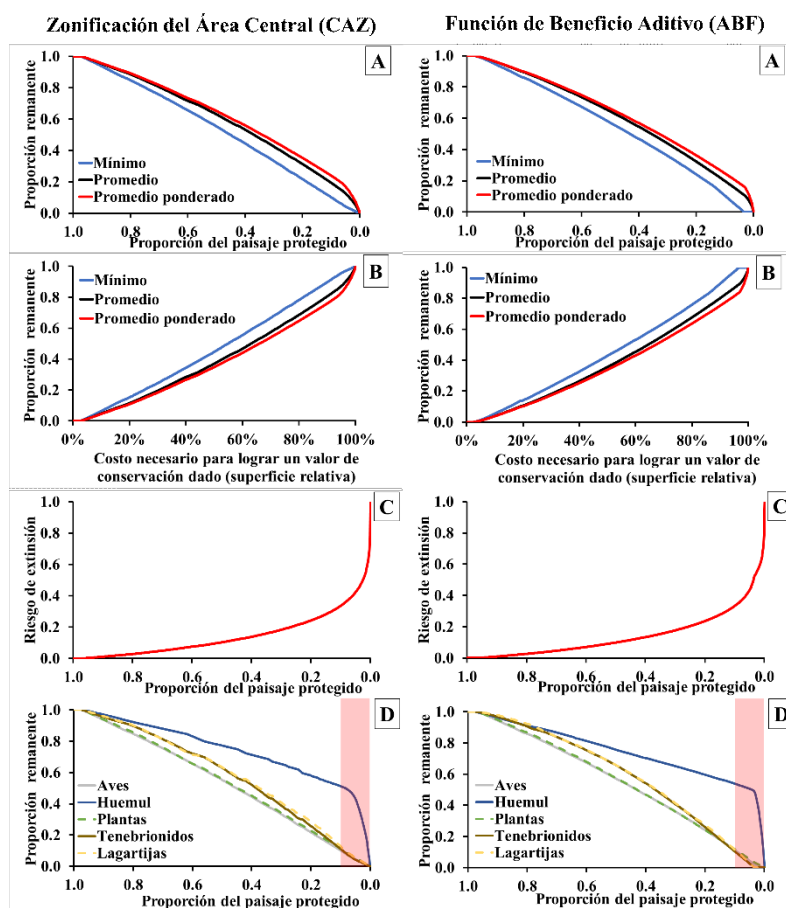


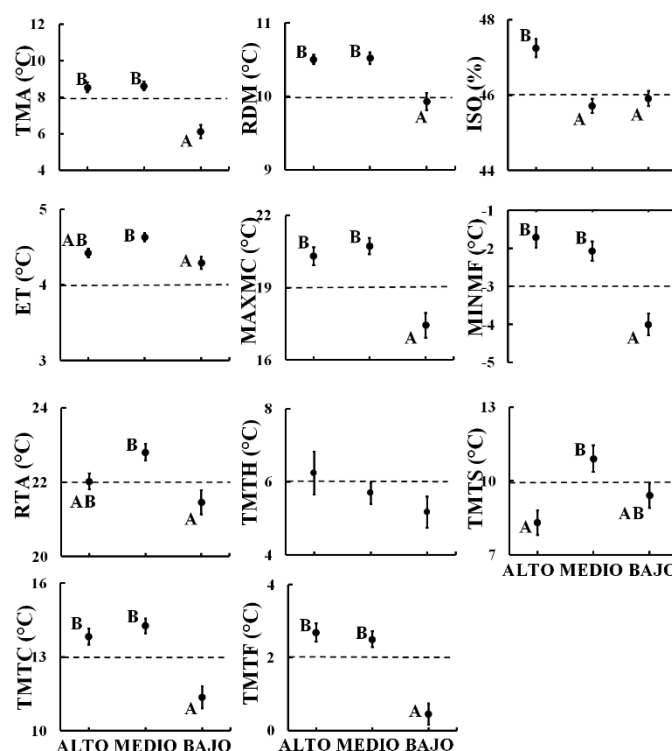
Figura 3.3.3-2 Performance de las curvas de los mapas de áreas prioritarias para la conservación considerando diferentes metodologías: Zonificación del área central (CAZ) y Función de beneficio aditivo (ABF). Dónde: (A) Proporción promedio de las distribuciones remanentes a medida que se elimina el paisaje, (B) Costo necesario para lograr un valor de conservación dado, (C) el riesgo de extinción promedio y (D) las proporciones de las ocurrencias de la distribución de las especies. Barra roja indica máxima importancia de conservación (0,90).

3.3.4 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación: Caracterización ambiental y áreas ecológicas

La caracterización ambiental del MBP considerando las clases bajo (1-48%), medio (49-66%) y alto (67-78%) potencial, determinó que la biodiversidad potencial cambió significativamente a través de las variables de temperatura (Figura 3.3.4-1 y Anexo 3.12). Los ANDEVAs mostraron diferencias significativas entre los valores de biodiversidad potencial y las variables de temperatura, excepto para la variable de temperatura media del trimestre más húmedo (TMTH). La biodiversidad potencial aumentó con algunas variables relacionadas a la temperatura (ej. temperatura media anual, TMA), donde los valores medio y alto del MBP se encuentran por

encima de los valores medios de temperatura para la provincia y presentaron diferencias significativas con los valores bajos del MBP. Otras variables de temperatura (RDM, MAXMC, MINMF, TMTC, TMTF) siguieron el mismo patrón. Para otras variables de temperatura, la biodiversidad potencial aumentó con la temperatura (valores medios del MBP), sin embargo los valores altos y bajos de biodiversidad potencial se observaron a temperaturas menores (ET, RTA, TMTS). Finalmente, la biodiversidad potencial aumentó con la isothermalidad (ISO), sin embargo los valores medios y bajos de biodiversidad potencial se observaron a temperaturas menores a la media general para la provincia.

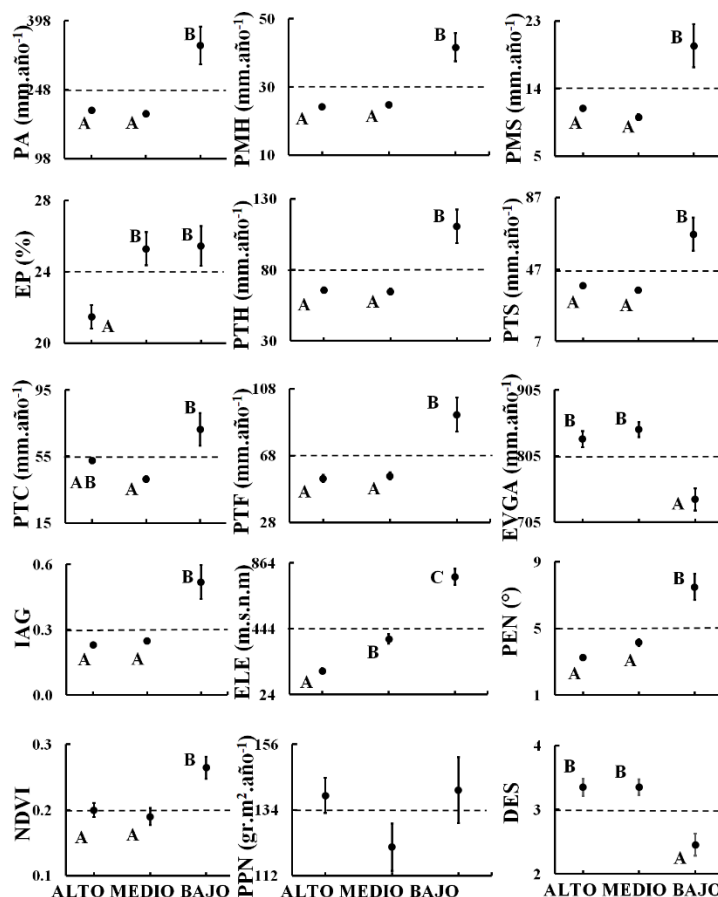
Figura 3.3.4-1 Valores medios de la provincia de Santa Cruz (línea discontinua) y ANDEVAs para las variables de temperatura clasificados de acuerdo al mapa de biodiversidad potencial (MBP) general. Letras mayúsculas muestran diferencias significativas entre las categorías de MBP (bajo, medio y alto), usando el test Tukey $p < 0,05$. Barras representan el error estándar de la media.



TMA: ($F=23,01$, $p<0,001$); RDM: ($F=12,78$, $p<0,001$); ISO: ($F=14,21$, $p<0,001$); ET: ($F=7,15$, $p=0,001$); MAXMC: ($F=18,99$, $p<0,001$); MINMF: ($F=20,49$, $p<0,001$); RTA: ($F=6,95$, $p=0,01$); TMTH: ($F=1,46$, $p=0,235$); TMTS: ($F=5,74$, $p=0,004$), TMTC: ($F=18,63$, $p<0,001$); TMTF: ($F=23,68$, $p<0,001$).

Por otra parte, los ANDEVAs mostraron diferencias significativas entre los valores de biodiversidad potencial y las variables de precipitación (Figura 3.3.4-2 y Anexo 3.12). La biodiversidad potencial aumentó cuando las variables relacionadas con la precipitación disminuyeron (ej. precipitación anual, PA), donde los valores altos y medio del MBP se encontraron por debajo de los valores medios de precipitación para la provincia y presentan diferencias significativas con los valores bajos del MBP.

Figura 3.3.4-2 Valores medios de la provincia de Santa Cruz (línea discontinua) y ANDEVAs para las variables de precipitación, topográficas y vegetación clasificados de acuerdo al mapa de biodiversidad potencial (MBP) general. Letras mayúsculas muestran diferencias significativas entre las categorías de MBP (bajo, medio y alto), usando el test Tukey $p < 0,05$. Barras representan el error estándar de la media.



PA: (F=10,97, $p < 0,001$); PMH: (F=14,75, $p < 0,001$); PMS: (F=8,72, $p < 0,001$); EP: (F=4,53, $p = 0,013$); PTH: (F=12,52, $p < 0,001$); PTS: (F=9,11, $p < 0,001$); PTC: (F=6,44, $p = 0,002$); PTF: (F=11,03, $p < 0,001$); EVGA: (F=17,09, $p < 0,001$); IAG: (F=11,78, $p < 0,001$); ELE: (F=58,17, $p < 0,001$); PEN: (F=18,52, $p < 0,001$); NDVI: (F=8,32, $p < 0,001$); PPNA: (F=1,48, $p = 0,231$); DES: (F=12,98, $p < 0,001$).

Otras variables de precipitación (PMH, PMS, PTH, PTS, PTC, PTF) siguieron el mismo patrón, así como el índice de aridez global (IAG) y las variables topografía (elevación y pendiente). Sin embargo, para la estacionalidad de la precipitación (EP) los valores medios y bajos del MBP se encuentran por encima de los valores medios para la provincia y presentan diferencias significativas con los valores altos del MBP. Finalmente, la biodiversidad potencial aumentó cuando el potencial global de evapo-transpiración aumenta (EVGA), siendo los valores medios y altos significativamente diferentes de los valores bajos del MBP. Las variables de vegetación, mostraron diferencias significativas entre la biodiversidad potencial y variables de paisaje, como índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y la desertificación (DES), sin embargo, estas diferencias no llegan a visualizarse en la productividad primaria neta anual (PPNA) que presenta los valores más altos de la variable para los valores extremos del MBP. Los valores del MBP disminuyeron al aumentar el NDVI y aumentaron con la desertificación.

En general, la mayor biodiversidad potencial ocurrió en áreas con temperaturas más altas, menores precipitaciones, valores de NDVI bajos (estepa y matorrales), alto impacto de desertificación, y en áreas con menor elevación y pendientes (paisajes llanos).

Los análisis sobre las áreas ecológicas mostraron que la biodiversidad potencial y las áreas prioritarias para la conservación cambiaron a través del paisaje (Tabla 3.3.4-1). Los ANDEVAs mostraron que la biodiversidad potencial presentó diferencias significativas ($F=17,95$; $p<0,001$), donde los valores más altos se encontraron en las áreas esteparias húmedas del sur de la provincia (MMN=66,66 y EMH, EMS= 63,77, seguidas por las áreas esteparias secas del norte (DCP, RDG, SMO) donde la biodiversidad potencial presenta valores medios de 57,39. Los valores más bajos se presentaron al oeste de la provincia en las áreas ecológicas cordilleranas (43,61 y 35,32). Por otra parte, el análisis para los mapas de áreas prioritarias para la conservación considerando las diferentes metodologías, también presentaron diferencias significativas (CAZ: $F=9,40$ y $p<0,001$; ABF: $F=9,40$ y $p<0,001$; PROM: $F=9,30$ y $p<0,001$) mostrando que el área ecológica Complejo Andino (CAZ=0,81; ABF=0,77; PROM=0,79) presentó los valores más altos, seguido por las áreas esteparias del sur (EMH, EMS: CAZ, ABF y PROM=0,70 y MMN: CAZ=0,64; ABF=0,61 y PROM=0,66) con valores medios que no llegaron a ser significativamente diferentes. Las áreas esteparias del norte presentaron valores medios a bajos (CAZ=0,45; ABF=0,48; PROM=0,47), mientras que el Pastizal Subandino presentó los valores más bajos (CAZ=0,44; ABF=0,30; PROM=0,37) de importancia para la conservación.

Tabla 3.3.4-1 Valores medios de ANDEVAs de los mapas de biodiversidad potencial (MBP) y áreas prioritarias para la conservación (CAZ, ABF y PROM) según áreas ecológicas. Dónde: COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino.

Área ecológica	Biodiversidad Potencial	Áreas prioritarias para la conservación		
		Zonificación del área central (CAZ)	Función de beneficio aditivo (ABF)	PROM
COR	43,61 a	0,81 c	0,77 c	0,79 c
EMH-EMS	63,77 bc	0,70 bc	0,70 c	0,70 c
SMO-DCP-RDG	57,39 b	0,45 a	0,48 ab	0,47 ab
MMN	66,66 c	0,64 bc	0,61 bc	0,63 bc
PS	35,32 a	0,44 ab	0,30 a	0,37 a
F(p)	17,95 (<0,001)	9,40 (<0,001)	9,40 (<0,001)	9,30 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Así mismo, el análisis de los componentes principales (PCA) refuerza los resultados encontrados en los ANDEVAs anteriormente realizados. Por una parte, permito visualizar la asociación entre las áreas ecológicas y las diferentes variables ambientales, seleccionadas por sus bajos valores de correlación (Anexo 3.13). Se observa una separación entre las áreas ecológicas esteparias de la provincia y las cordilleranas, presentando el Complejo Andino la mayor dispersión (Figura 3.3.4-3A).

Las variables de temperatura se encuentran más relacionadas con la estepa seca y el NDVI con la estepa húmeda, mientras que las variables de precipitación y topográfica se encuentran más relacionadas con las áreas

cordilleranas. El Eje 1 (autovalor = 3,572, variancia explicada = 59,5%) separa las áreas ecológicas de acuerdo a la temperatura media anual (TMA), temperatura mínima del mes más frío (MINMF) y elevación (ELE) (autovector de -0,48, -0,43 y 0,43, respectivamente), mientras que el Eje 2 (autovalor = 1,282, variancia explicada = 21,4%) separa las áreas ecológicas de acuerdo a la precipitación anual (PA), precipitación del trimestre más frío (PTF) y NDVI (autovector de -0,49, -0,54 y 0,48, respectivamente). Siendo, ambos autovalores del PCA para el Eje 1 y Eje 2 significativos (0,001 y 0,012, respectivamente).

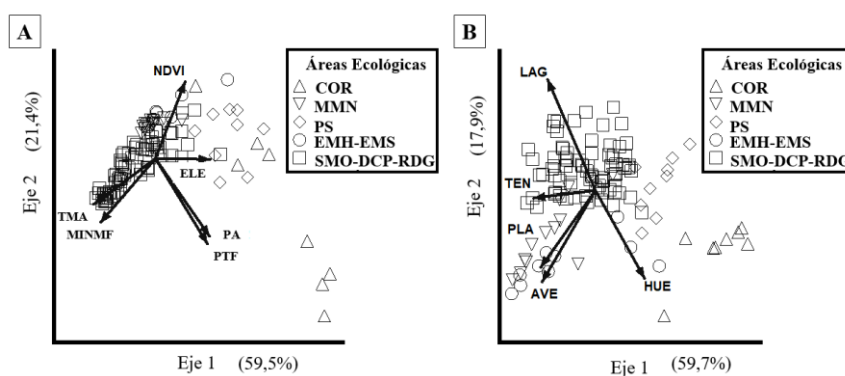


Figura 3.3.4-3 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para las áreas ecológicas (COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino, según: (A) variables ambientales (n = 6), donde TMA = temperatura media anual, MINMF = temperatura mínima del mes más frío, PA = precipitación anual, PTF = precipitación del trimestre más frío, ELE = elevación, NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada y (B) el mapa hábitat potencial del huemul y los mapas de biodiversidad potencial (n = 4), donde AVE = aves, LAG = lagartijas, TEN = tenebriónidos y PLA = plantas.

Por otra parte, este análisis permitió visualizar la asociación entre las áreas ecológicas y los mapas de biodiversidad potencial por grupo taxonómico. Se observa una separación semejante a la anteriormente descrita entre las áreas ecológicas (Figura 3.3.4-3B). La biodiversidad potencial de lagartijas y tenebriónidos se encuentran más relacionado con las áreas esteparias secas del norte, plantas y aves a las estepas húmedas del sur, y el hábitat potencial del huemul a las áreas cordilleranas.

El Eje 1 (autovalor = 2,985, variancia explicada = 59,7%) separa las áreas ecológicas de acuerdo a la biodiversidad potencial de plantas y tenebriónidos (autovector de -0,45 y -0,52, respectivamente), mientras que el Eje 2 (autovalor = 0,894, variancia explicada = 17,9%) separa las áreas ecológicas de acuerdo a la habitabilidad potencial del huemul, y la biodiversidad potencial de lagartijas y aves (autovector de -0,47, -0,59 y 0,49, respectivamente). Los autovalores del PCA para axis 1 fue significativas (0,001), mientras que para el axis 2 fue no significativo (1,00).

3.3.5 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación según áreas protegidas

Por otra parte, la representatividad de la biodiversidad potencial y de las áreas prioritarias para la conservación dentro del sistema de áreas protegidas cambió significativamente (BP: $F=85,00$ y $p<0,001$; CAZ: $F=127,85$ y $p<0,001$; ABF: $F=170,48$ y $p<0,001$; PROM: $F=155,91$ y $p<0,001$) (Tabla 3.3.5-1). Al considerar la biodiversidad potencial, las áreas no protegidas presentan mayores valores de biodiversidad (56,14) que las áreas protegidas (48,59), sin embargo el análisis de los mapas de áreas prioritarias para la conservación mostró a estas áreas que se encuentran dentro del sistema de áreas protegidas (CAZ=0,66; ABF=0,68; PROM=0,67) como de mayor prioridad. También se observaron diferencias significativas según el tipo de jurisdicción (parques nacionales y reservas provinciales) (BP: $F=21,72$ y $p<0,001$; CAZ: $F=30,81$ y $p<0,001$; ABF: $F=14,96$ y $p<0,001$; PROM: $F=23,05$ y $p<0,001$), donde la biodiversidad potencial presentó mayores valores en las reservas provinciales (52,45), mientras que el análisis de los mapas de áreas prioritarias para la conservación mostró que los parques nacionales presentaron mayores valores de priorización para la conservación (CAZ, ABF y PROM=0,67).

Al considerar los diferentes parques nacionales de la provincia (BP: $F=117,72$ y $p<0,001$; CAZ: $F=8,41$ y $p<0,001$; ABF: $F=6,65$ y $p<0,001$; PROM: $F=6,08$ y $p<0,001$), Monte León presentó la mayor biodiversidad potencial (73,69) seguido por Bosques Petrificados de Jaramillo (59,82) y finalmente Perito Moreno y Los Glaciares presentaron la menor biodiversidad potencial (41,11 y 40,40). Mientras que, al considerar los mapas de áreas prioritarias para la conservación estos variaron según la metodología empleada. Al considerar el endemismo de las especies (CAZ) los parques nacionales Los Glaciares y Perito Moreno (0,76 y 0,71) presentaron los valores más altos, mientras que al considerar la riqueza de especies los más importantes fueron Monte León y Los Glaciares (0,78 y 0,76), donde Perito Moreno presentó los valores más bajos (0,61), finalmente al analizar el promedio de los mapas el parque nacional Los Glaciares presenta los valores más altos (0,76), seguido por Monte León (0,73). Por último, Bosques Petrificados de Jaramillo presentó valores intermedios (0,65) al considerar la riqueza de especies y los valores más bajo al considerar el endemismo (0,61) y el promedio (0,60) de los mapas.

Finalmente, al considerar las reservas provinciales (BP: $F=53,46$ y $p<0,001$; CAZ: $F=24,95$ y $p<0,001$; ABF: $F=9,74$ y $p<0,001$; PROM: $F=15,27$ y $p<0,001$), la Meseta Espinosa y El Cordon presentó los valores más altos de biodiversidad potencial (68,84) seguido por Península de Magallanes y Tucu Tucu (43,96 y 43,45) con valores intermedios, mientras que San Lorenzo presentó los valores más bajos (29,89). Las reservas provinciales Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari y Lago del Desierto presentaron valores intermedios a bajos (43,44 y 41,87). Mientras que, los mapas de áreas prioritarias para la conservación variaron nuevamente según la metodología empleada. Las reservas provinciales Península de Magallanes, Lago del Desierto y Tucu Tucu presentaron los valores más altos para todas las metodologías empleadas (endemismo y riqueza de especies), mientras que San Lorenzo y Meseta Espinosa y El Cordon presentaron valores intermedios (0,54 y 0,51) al considerar el endemismo y valores intermedios a bajo al considerar la riqueza de especies (0,51 y 0,64) y el promedio (0,52 y 0,58). Las reservas Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari presentaron para las

diferentes metodologías los valores más bajos (CAZ=0,27, ABF=0,31; PROM=0,29) de importancia para la conservación. Cabe destacar los ANDEVAs considerando la metodología según endemismo (CAZ) identificó mayores diferencias significativas entre las reservas provinciales que según riqueza de especies (ABF) y el promedio de ambas metodologías.

Tabla 3.3.5-1 Valores medios de ANDEVAs de los mapas de biodiversidad potencial (MBP) y áreas prioritarias para la conservación (CAZ, ABF y PROM) según áreas protegidas.

Áreas protegidas	Biodiversidad Potencial	Áreas prioritarias para la conservación		
		Zonificación del área central (CAZ)	Función de beneficio aditivo (ABF)	PROM
(i) Protección				
Protegido	48,59 a	0,66 b	0,68 b	0,67 b
No Protegido	56,14 b	0,51 a	0,51 a	0,51 a
F(p)	85,00 (<0,001)	127,85 (<0,001)	170,48 (<0,001)	155,91 (<0,001)
(ii) Jurisdicción				
Parques Nacionales	45,20 a	0,72 b	0,72 b	0,72 b
Reservas Provinciales	52,45 b	0,60 a	0,64 a	0,61 a
F(p)	21,72 (<0,001)	30,81 (<0,001)	14,96 (<0,05)	23,05 (<0,001)
(iii) Parques Nacionales				
Los Glaciares	40,40 a	0,76 b	0,76 b	0,76 b
Perito Moreno	41,11 a	0,71 b	0,61 a	0,66 a
Bosques Petrificados de Jaramillo	59,82 b	0,55 a	0,65 ab	0,60 a
Monte León	73,69 c	0,69 ab	0,78 b	0,73 ab
F(p)	117,72 (<0,001)	8,41 (<0,001)	6,65 (<0,001)	6,08 (<0,001)
(iv) Reservas Provinciales				
San Lorenzo	29,89 a	0,54 b	0,51 ab	0,52 abc
Lago del Desierto	41,87 ab	0,81 c	0,80 cd	0,81 d
Bosque Petrificado, La Urbana y Mari	43,44 ab	0,27 a	0,31 a	0,29 a
Tucu Tucu	43,45 b	0,77 c	0,71 bcd	0,74 cd
Península de Magallanes	43,96 b	0,88 c	0,85 d	0,87 d
Mesera Espinosa y El Cordon	68,84 c	0,51 b	0,64 bc	0,58 b
F(p)	53,46 (<0,001)	24,95 (<0,001)	9,74 (<0,001)	15,27 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

3.3.6 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*

Los análisis mostraron que la biodiversidad potencial y las áreas prioritarias para la conservación cambiaron significativamente a través del paisaje de los bosques de *Nothofagus* (Tabla 3.3.6-1). Los ANDEVAs mostraron que considerando los pastizales (P) y los bosques (B), la biodiversidad potencial presentó diferencias significativas ($F=174,46$; $p<0,001$), donde B (>50% de cobertura forestal) presentaron los valores más altos (54,89), seguido por P+B que presento valores medios (48,19), y P (<30% de cobertura forestal) presentaron

los valores más bajos (39,70). Este patrón también se observó para las diferentes metodologías utilizadas en la selección de áreas prioritarias para la conservación (CAZ: $F=110,23$ y $p<0,001$; ABF: $F=147,21$ y $p<0,001$; PROM: $F=133,35$ y $p<0,001$) donde los bosques presentaron los valores más altos (CAZ=0,93; ABF=0,94; PROM=0,93), seguido por P+B presentaron los valores medios (CAZ=0,84; ABF=0,82 y PROM=0,83), y los pastizales presentaron los valores más bajos (CAZ=0,59; ABF=0,52; PROM=0,55).

Tabla 3.3.6-1 Valores medios de ANDEVA del mapa de biodiversidad potencial (MBP) general según el paisaje forestal. Dónde: P = pastizal, B = bosque, NP = *Nothofagus pumilio*, NA = *Nothofagus antarctica* y MIX = mixtos siempreverde.

Paisaje forestal	Biodiversidad Potencial	Áreas prioritarias para la conservación		
		Zonificación del área central (CAZ)	Función de beneficio aditivo (ABF)	PROM
(i) Pastizales y bosques				
P	39,70 a	0,59 a	0,52 a	0,55 a
P + B	48,19 b	0,84 b	0,82 b	0,83 b
B	54,89 c	0,93 c	0,94 c	0,93 c
F(p)	174,46 (<0,001)	110,23 (<0,001)	147,21 (<0,001)	133,35 (<0,001)
(ii) Tipo de paisaje boscoso				
P + NP-MIX	45,22 a	0,77 a	0,77 a	0,77 a
P + NP	46,00 a	0,82 ab	0,76 a	0,79 ab
P + NA	49,95 ab	0,84 ab	0,83 ab	0,83 ab
P + NA-NP	52,62 b	0,90 b	0,89 b	0,90 b
F(p)	9,96 (<0,001)	4,06 (0,011)	3,54 (0,019)	3,70 (0,016)
(iii) Tipo forestal				
NP-MIX	46,06 ab	0,92 a	0,93 a	0,93 a
NP	49,02 a	0,92 a	0,93 a	0,93 a
NA-NP	54,09 b	0,94 a	0,95 a	0,95 a
NA	59,90 c	0,93 a	0,93 a	0,93 a
F(p)	17,65 (<0,001)	0,59 (0,621)	0,30 (0,826)	0,41 (0,747)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Cuando se consideraron los tipos de pastizales y bosques, la biodiversidad potencial presentó diferencias significativas ($F=9,96$; $p<0,001$), donde los valores más altos se encontraron en P+NA-NP (52,62) y P+NA (49,95), mientras que los valores más bajos se presentaron en P+NP (46,00) y P+NP-MIX (45,22). Este patrón también se observó para las diferentes metodologías utilizadas en la selección de áreas prioritarias para la conservación (CAZ: $F=4,06$ y $p=0,011$; ABF: $F=3,54$ y $p=0,019$; PROM: $F=3,70$ y $p=0,016$), donde los valores más altos se encontraron en P+NA-NP (CAZ=0,90; ABF=0,89; PROM=0,90), valores medios en P+NA y P+NP (CAZ=0,84 y 0,82; ABF=0,83 y 0,76; PROM=0,83 y 0,79), mientras que los valores más bajos se presentaron en P+NP-MIX (CAZ=0,77; ABF=0,77; PROM=0,77). Finalmente, cuando se consideraron los tipos de bosque, la biodiversidad potencial presentó diferencias significativas ($F=17,65$; $p<0,001$), los valores más altos se encontraron en los bosques de NA (59,90), seguido por los bosques NA-NP (54,09) y bosques NP (49,02), los valores más bajos se encontraron en los bosques NP-MIX (46,06). Sin embargo, al considerar las áreas

prioritarias para la conservación, no se encontraron diferencias significativas para ninguno de los tipos forestales (CAZ: $F=0,59$ y $p=0,621$; ABF: $F=0,30$ y $p=0,826$; PROM: $F=0,41$ y $p=0,747$).

El PCA refuerza los resultados encontrados en estos ANDEVAs. Por una parte, permitió visualizar la asociación entre los bosques y los pastizales (P, P+B y B) y las diferentes variables ambientales anteriormente seleccionadas (Anexo 3.14). Se observa una sobre posición en los tipos de paisajes forestales, presentando el pastizal una gran dispersión (Figura 3.3.6-1A). Además, las variables de temperatura y NDVI se encuentran más relacionadas con los bosques y donde se combina el pastizal con el bosque, mientras que las variables de precipitación y topográfica se encuentran más relacionadas con el pastizal. El eje 1 (autovalor = 3,634, variancia explicada = 60,6%) separa de acuerdo a la temperatura media anual (TMA), elevación (ELE) y NDVI (autovector de 0,49, -0,48 y 0,41, respectivamente), mientras que el eje 2 (autovalor = 1,744, variancia explicada = 29,0%) separa de acuerdo a la temperatura mínima del mes más frío (MINMF), precipitación anual (PA) y precipitación del trimestre más frío (PTF) (autovector de -0,43, -0,60, -0,61, respectivamente). Siendo, ambos autovalores del PCA para el eje 1 y el eje 2 significativos (0,001 y 0,001, respectivamente). Por otra parte, permitió visualizar la asociación entre el bosque y los mapas de biodiversidad potencial por grupo taxonómico. Se observa una superposición entre el pastizal y la combinación de bosque con pastizal, mientras que hay una separación del bosque (Figura 3.3.6-1B). La biodiversidad potencial de aves y lagartijas se encuentran más relacionado con el pastizal, plantas y tenebriónidos con aquellas áreas donde se combinan el pastizal y el bosque, y el hábitat potencial del huemul con los bosques. El eje 1 (autovalor = 2,569, variancia explicada = 51,4%) separa de acuerdo a la habitabilidad potencial del huemul, y biodiversidad potencial de lagartijas y aves (autovector de 0,49, -0,59 y -0,53, respectivamente), mientras que el eje 2 (autovalor = 1,259, variancia explicada = 25,2%) separa de acuerdo a la biodiversidad potencial de plantas y tenebriónidos (autovector de -0,57, -0,70, respectivamente). Siendo, ambos autovalores del PCA para axis 1 y axis 2 significativos (0,001 y 0,001, respectivamente).

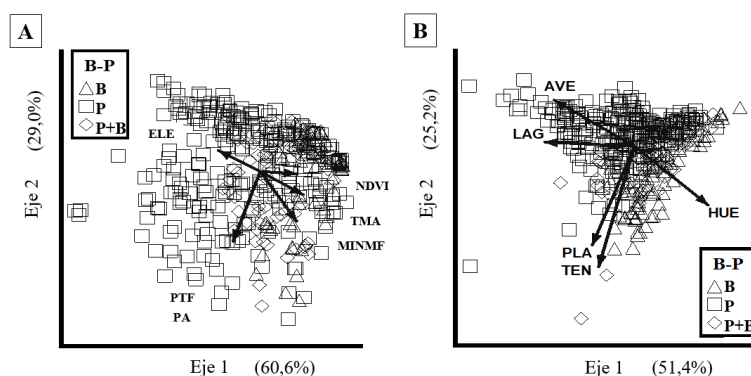


Figura 3.3.6-1 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para los bosques de *Nothofagus* (B = bosque, P = pastizal, P+B = pastizal y bosque), según: (A) variables ambientales ($n = 6$), donde TMA = temperatura media anual, MINMF = temperatura mínima del mes más frío, PA = precipitación anual, PTF = precipitación del trimestre más frío, ELE = elevación, NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada y (B) el mapa hábitat potencial del huemul y los mapas de biodiversidad potencial ($n = 4$), donde AVE = aves, LAG = lagartijas, TEN = tenebriónidos y PLA = plantas.

Finalmente, el PCA permitió visualizar la asociación entre los tipos forestales más importantes de la provincia de Santa Cruz y las diferentes variables ambientales anteriormente seleccionadas (Anexo 3.14). Se observa una separación entre los bosques de lenga (*N. pumilio*) y de ñire (*N. antarctica*), presentando los bosques de lenga una mayor dispersión (Figura 3.3.6-2A), donde las variables de precipitación se encuentran más relacionadas con los bosques de lenga y la elevación con los bosques de lenga en áreas donde se combina con el pastizal, mientras que las variables de temperatura y NDVI se encuentran relacionados con los bosques de ñire y también cuando se combina con el pastizal (Figura 3.3.6-2B).

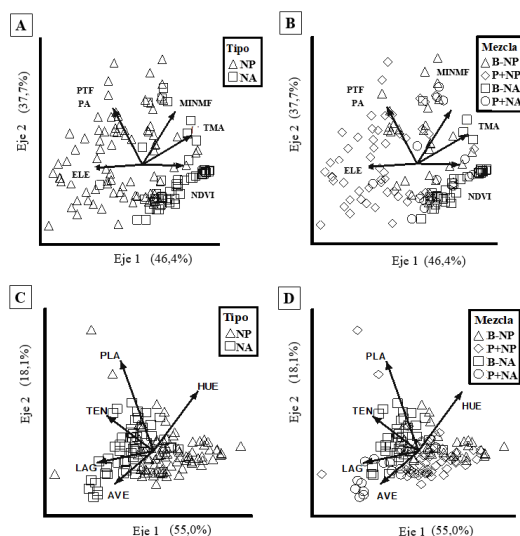


Figura 3.3.6-2 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para los tipos forestales (NP = *N. pumilio*, B-NP = bosque de *N. pumilio*, P+NP = bosque de *N. pumilio* en combinación con el pastizal, NA = *N. antarctica*, B-NA = bosque de *N. antarctica*, P+NA = bosque de *N. antarctica* en combinación con el pastizal, según: (A) variables ambientales (n = 6), donde TMA = temperatura media anual, MINMF = temperatura mínima del mes más frío, PA = precipitación anual, PTF = precipitación del trimestre más frío, ELE = elevación, NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada y (B) el mapa hábitat potencial del huemul y los mapas de biodiversidad potencial (n = 4), donde AVE = aves, LAG = lagartijas, TEN = tenebriónidos y PLA = plantas.

El eje 1 (autovalor = 2,786, variancia explicada = 46,4%) separa de acuerdo a la temperatura media anual (TMA), elevación (ELE) y NDVI (autovector de 0,51, -0,52, 0,42, respectivamente), mientras que el eje 2 (autovalor = 2,264, variancia explicada = 37,7%) separa de acuerdo a la temperatura mínima del mes más frío (MINMF), precipitación anual (PA) y precipitación del trimestre más frío (PTF) (autovector de 0,53, 0,56, 0,56, respectivamente). Siendo, ambos autovalores del PCA para el eje 1 y el eje 2 significativos (0,001 y 0,001, respectivamente). Por otra parte, permitió visualizar la asociación entre los tipos forestales y los mapas de biodiversidad potencial por grupo taxonómico. Se observa una separación entre los bosques de lenga y de ñire, semejante a la anteriormente mencionada (Figura 3.3.6-2C), donde la biodiversidad potencial de tenebriónidos y plantas se encuentra relacionado con los bosques de ñire, mientras que lagartijas y aves con los bosque de ñire con mezcla de pastizal y la habitabilidad potencial del huemul se asocia fuertemente con los bosques de lenga

(Figura 3.3.6-2D). El eje 1 (autovalor = 2,753, variancia explicada = 55,0%) separa los tipos forestales de acuerdo a la biodiversidad potencial de lagartijas, tenebriónidos y aves (autovector de -0,57, -0,47, -0,39, respectivamente), mientras que el eje 2 (autovalor = 0,903, variancia explicada = 18,1%) separa los tipos forestales de acuerdo a la habitabilidad potencial del huemul, y la biodiversidad potencial de plantas (autovector de -0,50 y 0,75 respectivamente). Siendo, los autovalores del PCA para el eje 1 significativo (0,001) y para el eje 2 no significativo (1,000).

3.4 Discusión

3.4.1 Mapas de hábitat potencial

3.4.1.1 Datos de presencia, variables ambientales y validación

Diferentes metodologías se han utilizado para mapear la distribución de las especies (Rodríguez et al. 2007, Andrew et al. 2014). En este sentido los modelos de hábitat potencial basados en ENFA (Hirzel et al. 2002) se han utilizado en gran medida para diferentes objetivos, como el estudio de la autoecología de la especie (Buse et al. 2007), el impacto del cambio climático (Homburg et al. 2014) y la planificación de nuevas estrategias de conservación (Bosso et al. 2018) en todo el mundo y en Patagonia (Martínez Pastur et al. 2016c). Esta es una metodología fácil de aplicación en áreas con poca disponibilidad de datos y para estudios que analizan el nicho ecológico basado solo en datos de presencia (Guisan y Zimmermann 2000; Soberón y Peterson 2005), este tipo de datos son usados principalmente cuando no existen muestreos planificados y sistemáticos (Hirzel et al. 2006; Anderson 2012). Sin embargo, esto puede generar algunas desventajas potenciales para ser consideradas en el modelado, como es el sobre-muestreo en áreas de fácil acceso y sub-muestreo en áreas remotas. Para nuestro estudio la base de datos utilizada presentó varias restricciones que deben ser consideradas para la discusión de los resultados obtenidos. La base de datos del huemul se basa en signos directos (a la vista de los individuos) o indirectos (astas, huesos, heces o huellas) (desde 1997 hasta la fecha) a lo largo del año (Vila et al. 2006; Quevedo et al. 2017). Por lo tanto, esta base está limitada debido a que no incluye la distribución histórica de la especie (ej. hallazgos arqueológicos, colecciones de museos o tradición oral de la población local antes de 1997), los registros de huemul estaban directamente relacionados con accesibilidad de campo (ej. las áreas remotas estaban sub-representadas), los datos fueron recopilados o verificados por especialistas de algunas instituciones (Administración de Parques Nacionales, Argentina) y poca participación de habitantes locales (en su mayoría trabajadores de estancias) centrados principalmente en reservas, y falta de fecha exacta de observación, por lo que no fue posible considerar las influencias estacionales o anuales (Newbold 2010; Briceño et al. 2013; Díaz et al. 2013).

La base de datos de aves se basó en la colección ornitológica de la provincia de Santa Cruz (Darrieu et al. 2009) y se complementó con el repositorio electrónico internacional e-birds (<https://ebird.org/>), esta base se encuentra limitada debido a que la precisión de la ubicación (coordenadas geográficas) es menor ya que no cuentan con datos de segundos, además estos registros no cuentan con fecha exacta de captura por lo cual no es posible identificar movimientos estacionales dentro de la provincia (ej. entre el bosque y la estepa), por otra parte el uso del repositorio electrónico internacional permitió incrementar los datos de presencia de las especies, sin embargo al ser posible la carga de datos por diferentes personas (ej. ornitólogos, turistas o aficionados), las distribuciones de especies debieron ser chequeadas a partir de bibliografía (Narosky y Yzurieta 2005, Povedano y Bishemier 2016), además los registros de aves estaban directamente relacionados con accesibilidad a áreas turísticas (ej. parques nacionales o puntos turísticos) dejando muchas áreas sub-representadas de difícil acceso. Mientras que la base de datos de lagartijas se obtuvo de la colección LJAMM-CNP (CENPAT-CONICET, Chubut) y estudios específicos realizados en la provincia de Santa Cruz (Breitman et al. 2014), esta base de datos presenta como limitación el número tan bajo de datos de presencias por especies descriptas para toda la provincia de Santa Cruz ($n < 56$), siendo el uso de puntos específicos, la metodología aplicada para la recolección de importantes números de ejemplares (Cruz et al. 2005; Ibargüengoytía et al. 2010; Fernández et al. 2011) lo que determinó el uso de pocas especies bien representadas en el área de estudio ($n = 8$). Esta limitante también se observó en la base de datos de tenebriónidos que se obtuvo de la colección Entomológica del Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, IADIZA, presentando menos de 46 especies descriptas para toda la provincia de Santa Cruz y determinando el uso pocas especies bien representadas en el área de estudio ($n = 10$). Por su parte, la base de datos de plantas pertenece a la red de parcelas permanentes (PEBANPA) (Peri et al. 2016c), del inventario forestal y del repositorio nacional Sistema de Información de Biodiversidad (<https://sib.gob.ar>). Esta base de datos es la que menos limitaciones presenta ya que cuenta con una gran cantidad de especies y registros de presencias. Sin embargo, algunas presencias de especies debieron completarse a partir del Sistema de Información de Biodiversidad lo que determinó un chequeo de los registros como sucedió para las especies de aves.

Algunas soluciones para la auto correlación espacial (áreas sobre-muestreadas) cuando se usan datos de solo presencia, es la implementación de un filtro espacial (ej. mínima distancia entre puntos) (Veloz 2009). Sin embargo, para nuestro estudio el número disponible de observaciones fue tan limitado para algunos grupos taxonómicos (*Nyctelia corrugata* $n = 15$) lo cual impidió eliminar observaciones. Otra forma, es analizar los datos de presencia con variables relacionadas con los humanos (ej. la distancia a las localidades y las rutas) esperando una alta correlación por sobre-muestreo en áreas de fácil acceso (Phillips et al. 2009). En nuestro estudio, estas variables no fueron significativas para los modelados, por lo tanto, no gravitó estos errores de autocorrelación en el presente estudio. Cabe destacar que, nuestros estudios incluyeron todos los registros de la provincia de Santa Cruz más allá de la distribución actual de algunas especies debido a que existen registros de distribuciones históricas que superan las distribuciones actuales. Por ejemplo, la presencia de huemul fue reportado por el primer expedicionario español a lo largo de las costas oceánicas desde Puerto Deseado hasta el estrecho de Magallanes (Díaz y Smith-Flueck 2000), por hallazgos arqueológicos en la estepa de Santa Cruz,

ej. Los Toldos, Punta Entrada y Laguna Cóndor (Cruz et al. 2010; Fernández et al. 2015) y la estancia Stag River ubicado en el sur de Santa Cruz que recibió su nombre debido a la presencia de huemul (lugares de interés reportados desde su fundación en 1894 hasta mediados del siglo XX). Además, algunas especies presentaron cambios en su distribución histórica debido al avance y/o retroceso de los glaciares y el levantamiento de la Cordillera de los Andes, entre otros (Carrara y Flores 2013), lo que llevo a cambios en la distribución histórica (Zúñiga-Reinoso et al. 2016) y relaciones filogenéticas (ej. *L. escarchadosi* y *L. sarmientoi*) (Breitman et al. 2011).

Como se mencionó anteriormente, los modelos de hábitat potencial basados en ENFA siguen el concepto del nicho ecológico (Grinnell 1917), que vincula la aptitud de las especies con diferentes variables ambientales (Hirzel y Le Lay 2008). Es necesario evaluar el modelado para comprender cuán confiables son los resultados a partir de las variables ambientales, considerando: (i) número de variables predictoras incluidas en los modelos (Munguía et al. 2008). Para nuestro modelos incluimos 16 variables de diferentes tipos (Anexo 3.4), donde seis fueron variables climáticas, cinco variables topográficas y cinco variables de paisaje; (ii) la correlación entre las variables, para nuestros modelos algunas variables presentaron alta correlación, como las variables climáticas (bases de datos de Worldclim) y las variables topográficas (p. ej. en nuestros modelos, la temperatura media del mes más frío y la elevación). Es importante considerar que es necesaria la existencia de correlación entre las variables explicatorias en los análisis multivariados para que el resultado del análisis tenga sentido (Manly y Navarro 2017); (iii) algunas variables sólo presentan un año de medición (ej. NDVI es de enero del 2016) mientras que otras variables presentan un promedio de varios años (ej. variables climáticas del WolrdClim). Es necesario considerar que aquellas variables más dinámicas (ej. NDVI o PPNA) pueden presentar modificaciones a través de los años y en para esta tesis sólo se uso un año de medición, por lo tanto no estamos considerando su variabilidad en un período de tiempo, sin embargo para otras que son más estáticas (ej. elevación) no es necesaria esta consideración.

Aquellas especies estudiadas con distribución geográfica restringida y alto sobreajuste, los errores pueden permanecer constantes cuando los procedimientos de modelado usaron las mismas variables para varias especies (ej. en nuestro estudio modelamos diez especies usando las mismas variables predictoras) (Munguía et al. 2008; Breitman et al. 2015). Otra oportunidad para evaluar los modelos es utilizando diferentes estadísticas disponibles en el software Biomapper, que permiten evaluar un modelo incluso cuando el conjunto de datos de presencia de la especie es pequeño, ya que garantiza un uso óptimo de los datos para calibrar y evaluar el modelo (Hirzel et al. 2006). Por ejemplo, dos índices simples (AVI y CVI), que permiten comparar el modelo con un modelo aleatorio (Hirzel y Arlettaz 2003; Hirzel et al. 2004) y los índices de Boyce, que permiten evaluar la consistencia de los modelos con la distribución de los datos, fueron utilizados en el presente trabajo. Para nuestros modelos las validaciones variaron según los diferentes grupos taxonómicos, por ejemplo algunas especies de aves (ej. *Anthus correndera*) y la mayoría de las especies de lagartijas presentaron muy buenas validaciones debido a que la distribución geográfico seguía un patrón, mientras que otras presentan distribuciones por toda la provincia obteniendo modelos parecidos a un modelo aleatorio (ej. *Turdus falcklandii* y *Liolaemus Lioneomaculatus*).

3.4.1.2 Mapas de hábitat potencial por grupo taxonómico

Los mapas de hábitat potencial presentaron diferentes requisitos de distribución y hábitat según los diferentes grupos taxonómicos. El modelo aplicado para la obtención del mapa de hábitat potencial para el huemul permitió identificar áreas de habitabilidad en diferentes ecosistemas, incluidos los pastizales subandinos, los tres tipos de bosques y las áreas ecotonales con la estepa (pastizales y matorrales), en coincidencia con la hipótesis de su distribución histórica (Díaz 1993; Flueck y Smith-Flueck 2012; Fernández et al. 2015). El mapa desarrollado mostró una distribución potencial mayor que las derivadas de las observaciones de datos de campo. Las poblaciones actuales de huemul se concentraron alrededor de grandes lagos en el área central en parques nacionales (ej. Parques Nacionales Perito Moreno y Los Glaciares) (ver Anexo 3.7B y D). Vila et al. (2010) también indicaron estas áreas (áreas vírgenes del Parque Nacional Los Glaciares) como los mejores hábitats para huemul, y determinaron una densidad de 1.2 ind.km⁻² en el Parque Nacional Perito Moreno. Además de esto, el modelo también identificó dos áreas potenciales en el territorio norte de la provincia (ver Anexo 3.7A), con una calidad de hábitat más baja y sin observaciones recientes de datos de campo. Sin embargo, se han encontrado evidencia arqueológica a lo largo de las áreas de estepa y ecotono (Charlin et al. 2011; Fernández et al. 2015). Además, vistas cercanas desde el territorio chileno (Barberena et al. 2011; Corti et al. 2011; Elbroch y Wittmer 2013) respaldan la idea de que la especie podría haber existido allí en el pasado. En este contexto, nuestro modelado identificó áreas más grandes al sur de la provincia de Santa Cruz cerca de los bosques cercanos al río Turbio (ver Anexo 3.7E) sin observaciones recientes de datos de campo. Una vez nuevamente, evidencia arqueológica (Fernández et al. 2015; L'Heureux y Borrero 2016) y lugares de interés cercanos en territorio chileno (Smith-Flueck et al. 2011; Garay et al. 2016), así como la tradición oral de algunos ganaderos (ej. Estancia Stag River), apoyan la idea de que la especie habitó allí en el pasado. En este sentido, la disminución del hábitat de huemul puede deberse a diferentes factores relacionados con los humanos (López-Alfaro et al. 2012; Briceño et al. 2013; Corti et al. 2013) que afectaron en gran medida a las poblaciones marginales de huemul (áreas de distribución norte y sur) en la provincia en aquellos ecosistemas con mayores actividades ganaderas (ej. bosques de estepa y bosques de *N. antártica* bajo usos silvopastoriles).

Los modelos de aves respondieron a las distintas distribuciones citadas para Patagonia sur. Un primer grupo presentó un hábitat potencial amplio y valores altos en distintas áreas esteparias de la provincia de Santa Cruz. Por ejemplo, *Agelaius thilius* fue característico en ambientes húmedos, lo cual se corresponde con su hábitat de pajonales y juncales de bañados, esteros y otros cursos de agua (Darrieu et al. 2009). En ambientes de pastizal, se destacó *Anthus correndera* (Tyler 2004) que realiza migraciones desde áreas australes de Argentina y Chile durante el invierno, alcanzando al menos hasta Neuquén (Norambuena et al. 2017). Estas aves prefieren áreas cercanas a humedales tanto en Argentina como en Chile (Andors y Vuilleumier 1995, Raimilla et al. 2012), sin embargo, también se le puede observar en áreas más secas al interior de la estepa patagónica (Tyler 2004; Jaramillo 2005). En los ambientes de matorrales se destacan *Asthenes anthoides*, *Lessonia rufa*, *Sturnella loyca*, *Tachycineta meyenii*, *Troglodytes aedon*, *Turdus falcklandii*, *Zonotrichia capensis* (Amico et al. 2011), los cuales se ven fuertemente afectados por prácticas económicas (ej. remoción

de matorrales para aumentar la biomasa), debido a la ubicación de los nidos entre los matorrales, y a los recursos alimenticios que ofrecen (Kusch et al. 2016). Un segundo grupo presentó los valores más altos de hábitat potencial hacia la zona cordillerana y zona sur de la provincia. En estas áreas se destacaron *Anairetes parulus*, *Cinclodes patagonicus*, *Phytotoma rara*, *P. unicolor*, especies citadas para ambientes boscosos pero con hábitats que se extienden hacia las zonas esteparias húmedas (Povedano y Bishemier 2016). Finalmente, un tercer grupo presentó los valores más altos de hábitat potencial hacia la zona cordillerana, donde se destacó *Phrygilus patagonicus* que habita principalmente los bosques de *Nothofagus* y áreas de altura despejadas de arbustos en el sur de Chile y Argentina (McGehee y Eitniear 2007). Así mismo, a esta especie se la ha observado en bandadas junto con *Aphrastura spinicauda* y *Pygarrhichas albogularis*, especies características de los bosques de *Nothofagus* (McGehee y Eitniear 2007). En este grupo, también se destacó *Muscisaxicola albilora* típica de ambientes andinos altos que suele reproducirse en matorrales abiertos y pastizales en los altos Andes y la Patagonia, cabe destacar que el género *Muscisaxicola* está relacionado filogenéticamente con los géneros de *Agriornis* y *Xolmis*, también presentes en este grupo (Chesser 2000).

Los modelos de lagartijas respondieron a la clasificación de filogenética (Pyron et al. 2013). Donde, el primer grupo pertenece a la sección *L. lineomaculatus* (Breitman et al. 2011), donde *L. lineomaculatus* presenta una distribución generalista, mientras que *L. escarchadosi* y *L. sarmientoi* tiene la distribución más meridional, y *L. kingi* tiene la distribución más septentrional. Estos resultados coincidieron con la distribución actual propuesta por Breitman et al. (2015). También en ese estudio, sugirieron que *L. escarchadosi* y *L. sarmientoi* son especies estrechamente relacionadas con áreas compartidas con *L. kingi*. Estas distribuciones entre especies relacionadas con las relaciones filogenéticas pueden ser respaldadas por los datos morfológicos y la evidencia molecular (Breitman et al. 2011). La sección de *L. lineomaculatus* habita paisajes extremadamente heterogéneos que han sido afectados directamente por varios ciclos glaciares desde el Mioceno (Breitman et al. 2012). El segundo grupo presentó linajes más recientes y baja diversidad de nucleótidos (Ávila et al. 2006; Morando et al. 2007). Los mapas de *L. bibronii*, *L. fitzingerii*, *Diplolaemus bibronii*, *Homonota darwinii darwinii* mostraron una distribución norte, Breitman et al. (2014) indicaron que la presencia de estas especies en esta área es el resultado de una expansión geográfica reciente. La presencia de especies de lagartos en temperaturas extremas muestra posibles adaptaciones fisiológicas a nivel molecular y celular (Angilletta 2009), siendo *L. bibronii* uno de los ovíparos más meridionales de *Liolaemus* (Medina e Ibargüengoytia 2010), y en *Homonota darwinii darwinii*, la especie de geco más austral (Weeks y Espinoza 2013). En esta latitud más meridional del hemisferio sur habitan 29 especies de lagartos (Breitman et al. 2014) desde la estepa en el norte hasta los humedales cerca la montaña en el sur. El MBP de lagartijas mostró la mayor biodiversidad en el área noreste, mientras que la biodiversidad potencial media incluyó áreas hacia el oeste y el sur, donde se habían estudiado algunas especies en la distribución más meridional (Breitman et al. 2015). Finalmente, el potencial más bajo ocupó las áreas del oeste, donde las áreas ecológicas están dominadas por pastizales subandinos, bosques y vegetación alpina (ver Figura 2.3-1, Capítulo 2). Estas áreas con baja biodiversidad potencial respaldan la idea de que es posible encontrar nuevas especies o poblaciones en estos paisajes pocos explorados (Breitman et al. 2014). Estas condiciones climáticas pueden limitar la distribución de las especies o el rango de sus hábitats

(Bonino et al. 2015; Kubisch et al. 2015). Sin embargo, algunas especies (*L. sarmientoi* y *L. magellanicus*) lograrán un alto rendimiento en una amplia gama de condiciones de baja temperatura (Fernández et al. 2011).

Los modelos de tenebriónidos mostraron los valores más altos en el este, nordeste y sur (ambientes áridos y semiáridos) correspondientes a hábitats típicos de tenebriónidos pertenecientes a Pimeliinae y algunos Tenebrionae (Doyen 1994; Matthews et al. 2010). En diferentes estudios de la estepa patagónica, las tribus Nyctellini, Praocini y Scotobiini representaron el 82% y el 98% de las especies epígeas (Sackman y Flores 2009; Carrara y Flores 2013). Carrara y Flores (2015) indicaron que más del 78% de los tenebriónidos patagónicos pertenecen a tribus que se distribuyen en este tipo de entornos en todo el mundo. De hecho, la estepa patagónica se considera un área especial con alto endemismo de escarabajos oscuros (Domínguez et al. 2006; Carrara y Flores 2013). Las especies de Tenebrionidae muestran una alta adaptabilidad morfológica, fisiológica, de comportamiento y plasticidad ecológica para las áreas desérticas (Cloudsley-Thompson 2001; Matthews et al. 2010). Estas adaptaciones permiten a las especies vivir en una amplia gama de condiciones ambientales cercanas a sus límites de tolerancia (Sackman y Flores 2009). Estas particularidades se reflejan en los resultados de nuestros modelos, donde nueve especies presentaron bajos valores de especialización (ver Figura 3.3.1-1). Sin embargo, algunas especies con hábitat de alto potencial en la región oriental mostraron valores de marginalidad bajos (*Nyctelia darwini*, *N. sallei*, *Epipedonota lata* y *Mitragenius araneiformis*), lo que indica que estas especies evitan los ambientes extremos de las áreas montañosas (ej. prefieren áreas templadas cercanas al mar). Las especies con mayor hábitat potencial en las áreas del sur mostraron una mayor marginalidad (*Emmallodera multipunctata*, *Praocis bicarinata*, *E. tricotata*, *N. brevis* y *N. corrugata*), lo que indica una mayor preferencia por condiciones ambientales extremas (ej. mayor ocurrencia en áreas con baja temperatura durante el mes más frío). Finalmente, *N. fitzroyi* presentó valores más altos de marginalidad y especialización, lo que indica que viven en condiciones extremas y en un rango estrecho de condiciones ambientales. Existen pocos estudios sobre la descripción filogenética, morfológica y del hábitat de esta especie endémica (Flores 1997, 1998, 1999; Flores y Vidal 2001). Los géneros *Nyctelia* y *Epipedonota* presentan hábitos diurnos y crepusculares y se presentan principalmente en valles y acantilados, mientras que el género *Mitragenius* presenta hábitos nocturnos y durante el día buscan refugio debajo de piedras y otros materiales vegetales.

Finalmente, los modelos de plantas respondieron a las diferentes distribuciones. Un primer grupo mostró altos valores de hábitat potencial hacia el oeste de la provincia, asociado a ambientes cordilleranos dominados por pastizales subandinos, bosques y vegetación alpina (ver Figura 2.3-1, Capítulo 2). En los bosques templados, los diferentes tipos de hierbas y arbustos representan la composición del sotobosque, siendo estos ensamblajes específicamente particulares para las áreas boscosas (Antos 2009). Algunas especies se encuentran muy relacionadas a los bosques de ñire presentando un hábitat muy estrecho, Alonso et al. (2020) encontró que *Agrostis capillaris* presentó la mayor abundancia en el sotobosque de este tipo forestal en la región de Magallanes, Chile. Mientras que otras especies presentan un hábitat potencial más amplio relacionándose con diferentes especies de los bosques de *Nothofagus*. Algunas especies relacionadas con los bosques de lenga (*Acaena magellanica*, *Viola magellanica* y *Osmorhiza chilensis*) (Lencinas et al. 2008c; Peri et al. 2019a), mientras que para los bosques de ñire, los pastos (por ejemplo, *Festuca* sp.) (Peri y Ormaechea 2013) son el

principal componente del sotobosque, compartida con los bosques de lenga (Martínez Pastur et al. 2016c). La composición del sotobosque cambia de acuerdo con la cubierta del dosel, Gargaglione et al. (2014) indicaron que *Baccharis magellanica* y *Avenella flexuosa* estaban relacionadas con ambientes abiertos asociados a bosques de ñire (por ejemplo, pastizales). Además, las áreas húmedas de los bosques mixtos determinan la presencia de especies vasculares y helechos con altos requerimientos de humedad (*Gaultheria mucronata* y *Blechnum penna-marina*) y baja cobertura del sotobosque debido a la escasa disponibilidad de luz (Martínez Pastur et al. 2012). Un segundo grupo mostró altos valores de hábitat potencial hacia el suroeste de la provincia, dominado por bosques y por la estepa magellanica húmeda (ver Figura 2.3-1, Capítulo 2), en estos ambientes se encuentran algunas especies relacionadas a ambientes húmedos o mallines (*Carex* spp, *Juncus* spp, *Festuca pallescens*) (Peri et al. 2013). Mientras que un tercer grupo mostró altos valores de hábitat potencial hacia la zona más árida de la provincia (ver Figura 2.3-1, Capítulo 2), donde la vegetación arbustiva se mezcla con la estepa y está dominada por *Nassauvia glomerulosa* acompañado por *Pappostipa ibarii*, *Poa spiciformis*, entre otras especies. En las áreas medanosas del norte de la provincia, se destaca un grupo de especies con valores altos de hábitat potencial (RDG, ver Figura 3.3-1, Capítulo 3) *Chuquiraga aurea*, *Chuquiraga avellanadae*, *Pappostipa chrysophylla*, *Nassauvia ulicina*, *Pappostipa sorianoii*, *Lycium chilense* y *Festuca argentina*, dominado principalmente por arbustos altos (Oliva et al. 2004; Peri et al. 2013; Oyarzabal et al. 2018).

3.4.2 Mapa de biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación

Los 119 mapas de hábitat potencial se combinaron según grupo taxonómico para obtener el mapa de biodiversidad potencial ($n = 1$) y mapas de áreas prioritarias para la conservación ($n = 3$) a partir de diferentes metodologías (apartado 3.3.2 y 3.3.3 de este Capítulo). El mapa de biodiversidad potencial final (1-100), obtenido a partir de los cinco mapas según grupo taxonómico (huemul, aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas) y ponderados según el índice de importancia grupal (IPG), presentó cambios de la biodiversidad potencial a través del paisaje.

Hacia el este se presentaron valores altos de biodiversidad potencial, siendo hacia el noreste coincidente con valores altos de biodiversidad potencial encontrados para las lagartijas y hacia el sureste con valores altos de biodiversidad potencial encontrados en los otros grupos (aves, tenebriónidos y plantas) (Figura 3.3.2-1). Los valores de biodiversidad decrecen hacia el oeste, donde principalmente el huemul presenta los valores más altos de habitabilidad, mientras que las plantas y aves presentan valores medios de biodiversidad potencial, siendo estas asociaciones visualizadas en los análisis de componentes principales (Figura 3.3.4-3B). La combinación de estos múltiples mapas de hábitat potencial considerando diferentes grupos taxonómicos, nos permite obtener un mapa único de biodiversidad potencial (MBP) que sintetiza la información de varias especies (Buse et al. 2007; Martínez Pastur et al. 2016c).

Los mapas de áreas prioritarias para la conservación (0-1), obtenidos a partir de los cinco mapas según grupo taxonómico (huemul, aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas), el índice de importancia grupal y el software Zonation 4.0., mostraron que existen diferencias entre los resultados obtenidos según la metodologías

a emplear, donde la zonificación del área central (CAZ) basa la clasificación en el endemismo de las especies, mientras que la función de beneficio aditivo (ABF) basa la clasificación en la riqueza de especies (Moilanen et al. 2005; Moilanen et al. 2007). Además, la combinación de estos dos mapas nos permitió obtener un nuevo mapa donde se combinan el endemismo y la riqueza (PROM). Estos mapas presentaron semejanzas entre sí (CAZ, ABF y PROM), y además algunas coincidencias y diferencias con el mapa de biodiversidad potencial. Hacia el este se presentaron valores altos de prioridad para la conservación coincidente con valores altos de biodiversidad potencial y disminuyendo hacia el noroeste de la provincia, sin embargo a diferencia del mapa de biodiversidad potencial hacia el extremo oeste los valores de priorización para la conservación aumentan, siendo el hábitat del huemul, plantas y aves de la zona cordillerana de gran importancia para la conservación.

La Patagonia presenta una gran variabilidad de ambientes (Peri et al. 2016c) donde las condiciones climáticas y topográficas determinan áreas ecológicas que cuentan con diferentes particularidades. Estas características hacen de estos ecosistemas, lugares únicos donde las especies presentan diferentes adaptaciones a las condiciones ambientales. Gran parte de la provincia de Santa Cruz, presenta hacia el noreste una estepa árida característica de altas temperaturas y bajas precipitaciones y hacia el sureste una estepa húmeda, donde las condiciones ambientales determinan valores medios a altos de NDVI, estas apreciaciones mencionadas en el Capítulo 2 de esta tesis se refuerzan en el análisis de componentes principales. Ambas zonas esteparias presentan altos niveles de endemismo (Corbalán et al. 2011) y por ende altos valores de conservación (Olson y Dinerstein 2002). Para nuestro estudio, estas zonas presentaron valores altos a medio de biodiversidad potencial, siendo el Matorral de Mata Negra el área ecológica con los valores más altos, mientras que cuando se evaluó según áreas prioritarias para la conservación, presentó valores medios a bajos. En estas áreas esteparias, los lagartos se han considerado importantes para muchos estudios sobre conservación y ecología (Bonino et al. 2015; Breitman et al. 2015; Kubisch et al. 2015). Además, existe un alto nivel de endemismo de especies de tenebriónidos (Carrara y Flores 2013), siendo Tenebrionidae el grupo más estudiado debido a sus riesgos de vulnerabilidad y extinción, donde los estudios se han enfocado en su ecología general, endemismo y biogeografía (Carrara et al. 2011a, 2011b; Carrara y Flores 2013, 2015). Por otra parte, importantes estudios se han realizado sobre la vegetación esteparia, siendo de gran importancia para la caracterización fitogeográfica (Oliva et al. 2014; Oyarzabal et al. 2018), actividades económicas de la zona (ej. ganadería) (Peri et al. 2013) y sus potenciales consecuencias negativas, como la desertificación (Figura 2.4-1, Capítulo 2) (Del Valle et al. 1998; Peri et al. 2016a). Estas actividades afectan la estructura de la vegetación y homogenizan el paisaje, afectando la supervivencia de muchas especies (Kaltsas et al. 2012; Newbold et al. 2014; Liu et al. 2016; Lescano et al. 2017; Li et al. 2018; Reinhard et al. 2019).

Hacia el oeste se presentan dos grandes áreas ecológicas (Figura 2.3-1, Capítulo 2) que se caracterizan por altas precipitaciones y pendientes, donde la presencia del bosque de *Nothofagus* destaca altos valores de NDVI (ver Capítulo 2). El Pastizal Subandino presentó valores bajos de biodiversidad potencial y de áreas prioritarias para la conservación, mientras que el área ecológica Complejo Andino presentó los valores más bajos de biodiversidad potencial y los valores más altos de áreas prioritarias para la conservación. Esta diferencia en el área cordillerana se debe a que para el análisis de áreas prioritarias para la conservación fue más importante

el índice de importancia grupal (ej. 1 para el huemul) que para el mapa de biodiversidad potencial, siendo asociado con estas áreas ecológicas en el análisis de componentes principales. El huemul es la especie más amenazada de la Patagonia (Black-Decima et al. 2016), siendo la especie bandera de varios programas de conservación (Flueck y Smith-Flueck 2006; Smith-Flueck et al. 2011; Vidal et al. 2011). Algunos autores sostienen que esta especie presentó una marcada disminución en su distribución geográfica debido a una combinación de varios factores, como la pérdida de hábitat, especies domésticas (ganado o perros), caza furtiva, desnutrición y enfermedades infecciosas (Díaz y Smith-Flueck 2000; Corti et al. 2011, 2013; López-Alfaro et al. 2012). Por otra parte, la riqueza de especies de aves en los bosques de *Nothofagus* es considerablemente más baja que en las zonas más templadas más al norte (Lencinas et al. 2005; Brown et al. 2007), donde las condiciones climáticas (ej. bajas temperaturas, nevadas y los vientos fuertes), pueden limitar el ensamblaje de aves a un subconjunto de especies bien adaptadas a este clima (Vergara y Schlatter 2006).

En este sentido, estos mapas pueden usarse como proxies para evaluar la efectividad de las redes actuales de áreas protegidas en el paisaje (Moilanen et al. 2005; Moilanen et al. 2007; Newbold 2010). Nuestro análisis mostró diferencias según la metodología a emplear. Por una parte, la mayor biodiversidad potencial se encuentra en áreas no protegidas, donde las reservas provinciales presentan el papel más importante (ej. Meseta Espinosa y El Cordón), mientras que al considerar áreas prioritarias para la conservación éstas se encuentran en áreas protegidas, siendo los parques nacionales los más importantes (ej. Los Glaciares). Estas diferencias se deben a que la metodología de biodiversidad potencial consideró como más importantes las especies endémicas o nativas con áreas de habitabilidad menos estrechos relacionados a las áreas esteparias (MMN, EMH y EMS) donde la red de áreas protegidas es menor, siendo en su mayoría reservas provinciales pequeñas y solo algunos parques nacionales (Figura 2.5-1, Capítulo 2), como Monte León que presenta altos valores de biodiversidad, siendo el sistema de áreas protegidas menos efectiva en la conservación de especies esteparias (ej. lagartijas, tenebriónidos, plantas). Por ejemplo, Corbalán et al. (2011) encontraron que el 31% de las especies de lagartos están protegidas en toda la Patagonia, sin embargo, solo el 49% de las lagartijas en peligro de extinción están protegidos en los parques nacionales de Argentina (Chébez et al. 2005). Mientras que para tenebriónidos, importantes estudios se han realizado para determinar áreas de importancia para la conservación, a partir de estudios de micro-endemismos (Carrara y Flores 2013).

Así mismo, la metodología de áreas prioritarias para la conservación consideró al Complejo Andino como la más importante, valorando más a especies endémicas con áreas de hábitat potencial más estrechos, donde el sistema de áreas protegidas es mayor, encontrándose los parques nacionales más grandes (ej. Los Glaciares) y un mayor número de reservas provinciales (ej. Lago del desierto, Tucu Tucu, Península de Magallanes) (Figura 2.5-1, Capítulo 2), siendo más efectiva en la conservación de especies relacionadas a los bosques, como el huemul, algunas aves y plantas. Díaz y Smith-Flueck (2000) estimaron que 350-500 huemules viven en 50 subpoblaciones fragmentadas para toda la Patagonia Argentina. Por esta razón, la especie recibe la mayor protección legal en Argentina, representada por una declaración como monumento natural nacional (Ley 24.702/96) e incluida en el plan nacional de conservación y recuperación desde 2001. Sin embargo, independientemente de la creciente conservación, en los últimos años, la recuperación de huemul no ha

mejorado y, de hecho, muchas subpoblaciones continuaron desapareciendo, incluso dentro de los Parques Nacionales (Povilitis 1983, 1998; Frid 2001; Flueck y Smith-Flueck 2006, 2011). Vila et al. (2006) estimaron que el 47% del área del hábitat está dentro de las reservas naturales de Chile y Argentina, y Quevedo et al. (2017) determinaron el 40% para el norte de la Patagonia.

3.4.3 La biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*

Los bosques de *Nothofagus* se presentan a través de un gradiente latitudinal (norte a sur) donde el cambio medio anual de temperatura de 0,9 °C a 9,2 °C, y a través de un gradiente longitudinal (este a oeste) donde la precipitación anual aumenta de 215 a 1.479 mm.yr⁻¹. Estos gradientes ambientales influyen en los bosques de *Nothofagus* y su biodiversidad potencial a través del paisaje y, por lo tanto, en la determinación de las áreas prioritarias para la conservación.

En este sentido, existen cambios en la biodiversidad potencial a través del paisaje para un mismo tipo de bosque (por ejemplo, los bosques de *Nothofagus pumilio* presentan diferente biodiversidad potencial de norte a sur y de oeste a este). Martínez Pastur et al. (2016c) informaron estos cambios en estudios anteriores para la biodiversidad potencial de plantas del sotobosque en bosques de Tierra del Fuego. En nuestro estudio, para ambas metodologías (biodiversidad potencial y áreas prioritarias para la conservación) se encontraron los valores más altos en paisajes con más del 50% de cobertura forestal, seguido por la combinación de pastizal y bosque. Algunos estudios describieron que la interacción entre las variables topográficas y climáticas influye en el crecimiento, la composición y la distribución de las plantas del sotobosque. Por ejemplo, la elevación influye sobre la temperatura y la precipitación, o la distancia a los ríos afecta el agua del suelo o la disponibilidad de nutrientes (Barrera et al. 2000; Lencinas et al. 2008a; Wang et al. 2018).

Así mismo, la estructura y composición de la copa de los árboles determina las condiciones abióticas que influyen en las especies de aves y plantas que habitan los bosques (Barbier et al. 2008; Antos 2009; Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2019a). Las aberturas del dosel debido a la caída de los árboles generan un aumento en la luz incidente y la lluvia efectiva que llega al suelo, aumentando la riqueza y cobertura de plantas del sotobosque (Martínez Pastur et al. 2002), así como la riqueza de insectos (Lencinas et al. 2008b) fuente importante para las aves. Estos resultados coinciden con los encontrados en los análisis de componentes principales, donde las variables ambientales (ej. temperatura) se encuentran fuertemente asociadas a los bosques y a aquellas áreas donde los bosques se combinan con el pastizal, estando relacionadas las plantas, mientras que el huemul se encuentra más asociado a los bosques (Figura 3.3.6-1B). En áreas ecotonales entre praderas y bosques de ñire y en asociaciones entre bosque de lenga y ñire, la biodiversidad potencial y las áreas prioritarias para la conservación presentaron los valores más altos, esto se debe a los múltiples microambientes que permiten la supervivencia de un mayor número de especies (Lencinas et al. 2008a; Antos 2009), así como la existencia de posibles sinergias entre la ocurrencia de especies (Gargaglione et al. 2014). Por ejemplo, el huemul aunque

se considera una especie forestal (Corti et al. 2011; Quevedo et al. 2017), varios autores mencionaron el uso de pastizales y matorrales, lo que indica una preferencia de huemul por las áreas ecotonales entre bosques y tierras abiertas (Vila et al. 2006, 2010; Briceño et al. 2013; Díaz et al. 2013). Esto también fue respaldado por varios estudios que encontraron mayores restos arqueológicos de huemul en estas áreas (Fernández et al. 2015; L'Heureux y Borrero 2016). Además, existen estudios que indican un uso diferencial relacionado con las estaciones y los gradientes altitudinales, donde en verano prefieren la vegetación alpina, mientras que los bosques y matorrales se usan durante el otoño y el invierno (Gill et al. 2008; Díaz et al. 2013).

Por otra parte, al considerar solo al bosque como paisaje forestal la metodología de biodiversidad potencial utilizada en la presente tesis permitió encontrar diferencias significativas, donde los bosques de ñire presentaron los valores más altos de biodiversidad potencial asociados a plantas, aves, y especies esteparias de lagartijas y tenebriónidos, mientras que el huemul se relaciona con los bosques de lenga y bajos valores de biodiversidad potencial. Sin embargo, al considerar la metodología de las áreas prioritarias para la conservación no se encontraron diferencias entre los tipos de bosques, siendo la biodiversidad potencial una mejor herramienta para determinar áreas de importancia cuando se trabaja a una escala de mayor detalle. Los bosques abiertos de ñire admiten más especies de arbustos y pastos (Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2016a), así como de aves que buscan los frutos del ñire como recurso secundario de comida (Lencinas et al. 2005, 2009; Martínez Pastur et al. 2002), mientras que otros bosques cercanos de *Nothofagus* con un estrato arbóreo más cerrado sustentan una menor biodiversidad (Martínez Pastur et al. 2000; Lencinas et al. 2008a, 2011). Díaz et al. (2013) indicó una alta preferencia del huemul por los bosques de lenga en comparación con otras especies de *Nothofagus* (especialmente durante el otoño y el invierno). Sin embargo, es posible que la información disponible sobre esta especie en los bosques de ñire este sub representada debido a las compensaciones con la ganadería durante las últimas décadas (Briceño et al. 2013), presentando importantes áreas con altos valores de hábitat potencial en los bosques de ñire y ecotonales.

La pérdida de biodiversidad que ocurre a escala global, especialmente en los ecosistemas forestales (Gilliam 2007; Luque et al. 2010; Lindenmayer et al. 2012) se ha relacionado con procesos de degradación (Gunn et al. 2019) que generan las diferentes actividades económicas en el uso de los servicios ecosistémicos de provisión. En el área de estudio, la producción forestal está relacionada con los bosques de lenga y la ganadería en los bosques de ñire (Martínez Pastur et al. 2000; Peri et al. 2016a), generando conflicto con la conservación de algunas especies (ej. huemul y ganado) (Briceño et al. 2013). La estrategia de conservación en el área de estudio se han orientado a priorizar la conservación de grandes áreas deshabitadas intactas en lugar de sus valores de biodiversidad (ej. las primeras estrategias decidieron ubicar reservas cerca de las fronteras). Sin embargo, esta estrategia tiene dos debilidades: (i) la conservación de la tierra se ha considerado ineficaz para la conservación de la biodiversidad (Todd et al. 2016; Coetzee 2017); y (ii) no todos los tipos de bosques se incluyeron por igual en el sistema de áreas protegidas (se protege el 69% de los bosques de lenga y solo un 16% de los bosques de ñire, ver Capítulo 2). Por lo tanto, la mayoría de los altos valores de biodiversidad se dejaron fuera de las áreas protegidas (por ejemplo, rodales de alta calidad se encuentran en tierras privadas con altos valores de biodiversidad) (Gallo et al. 2013). Incrementar el conocimiento sobre los valores de

biodiversidad de los bosques naturales es crucial para desarrollar una gestión sostenible del paisaje (Gilliam 2007; Martínez Pastur et al. 2016c; Silva et al. 2017) y para predecir las consecuencias de la pérdida de biodiversidad debido a actividades antropogénicas (Wang et al. 2018). Los mapas de biodiversidad potencial en las áreas boscosas para Santa Cruz pueden ayudar a la selección de nuevas áreas para la creación de áreas protegidas, o para detectar bosques en situación crítica con altos valores de biodiversidad fuera de las reservas naturales, y promover estrategias para mejorar los valores de conservación en los bosques gestionados (Lindenmayer y Franklin 2002; Lindenmayer et al. 2012).

3.5 Conclusiones

El interés por comprender la distribución de especies a nivel de paisaje ha aumentado durante las últimas décadas. Diferentes factores pueden afectar la distribución de la biodiversidad, siendo la heterogeneidad ambiental (ej. clima, suelo y topografía) uno de los mayores factores que influye sobre la composición y diversidad de especies, así como otros factores (ej. factores bióticos como el riesgo de predación). El estudio de la biodiversidad a partir del modelado del nicho ecológico es el más utilizado para estudios a escala de paisaje. El objetivo de este Capítulo (objetivo específico 1) fue determinar la biodiversidad potencial a nivel provincial y definir áreas prioritarias para la conservación incluyendo diferentes grupos taxonómicos para diferentes áreas ecológicas, y en distintos tipos de bosque. Para esto, utilizamos datos limitados (especies y ambientales) y los softwares Biomapper y Zonation. Ambas aproximaciones presentaron diferencias semejantes a escala regional, sin embargo, sólo el mapa de biodiversidad potencial pudo identificar diferencias significativas en el paisaje forestal para los diferentes tipos de bosques. Los resultados de este Capítulo permiten aceptar la Hipótesis 1 de esta tesis, indicando que la distribución de las especies se relaciona a gradientes ambientales (climáticos, topográficos o de paisaje) que definen la biodiversidad potencial de un área. La biodiversidad potencial cambia a través del paisaje, donde altos valores de biodiversidad potencial se encuentran asociados a variables climáticas, como la temperatura, y de paisaje como el NDVI siendo mayor en los ambientes esteparios húmedos que en los cordilleranos, determinando áreas caracterizadas por un gradiente de precipitación y elevación que aumenta desde el este hacia el oeste (ambientes cordilleranos) y un gradiente de temperatura que aumenta desde el sur (ambientes esteparios húmedos) hacia el noreste (ambientes esteparios secos). Particularmente, en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus* se destacaron los bosques de ñire (>50% cobertura forestal) y áreas ecotonales asociadas con la mezcla de diferentes tipos forestales (bosques de ñire y lenga), que relacionan su altos valores biodiversidad potencial principalmente a especies de plantas y aves. Además, los mapas de hábitat potencial nos permitieron definir las relaciones entre las especies y sus requisitos ambientales (especialización y marginalidad), apoyando los estudios de autoecología, filogenéticas y sus variaciones en el paisaje. Ambos abordajes y en conjunto son una herramienta poderosa para la toma de decisiones a nivel de paisaje y contribuyendo a: (i) apoyar estudios ecológicos, biogeográficos, filogenéticos y locales de las especies,

(ii) delinear los requisitos ecológicos de las especies y sus factores limitantes, (iii) comprender la biogeografía y las barreras de dispersión, (iv) predecir los posibles efectos de la desertificación y el cambio climático a largo plazo, (v) identificar hots-pots de biodiversidad o áreas prioritarias para la conservación y evaluar su representatividad dentro de las áreas protegidas, (vi) definir nuevas áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad, (vii) desarrollar estrategias para mejorar y mantener la conectividad entre las reservas, (viii) identificar áreas críticas debido a posibles compensaciones entre actividades económicas (ganadería y producción de madera) y la conservación de la biodiversidad, (ix) desarrollar estrategias de manejo y conservación fuera de las reservas con propietarios de estancias y (x) desarrollar nuevas propuestas de manejo sostenible a nivel de paisaje.

Capítulo 4

El índice de huella humana en Santa Cruz para diferentes áreas ecológicas y tipos de bosques

4.1 Introducción

La actividad humana (e.g. expansión urbana, intensificación agrícola) es posiblemente uno de los factores más importante que ha transformado la tierra en los últimos años en la búsqueda de satisfacer las demandas de la sociedad (Foley et al. 2005). La acumulación de estos efectos sobre la naturaleza implica la destrucción extensiva del hábitat natural (Gonzalez et al. 2009), definida como una nueva época geológica que algunos llaman el antropoceno (Sanderson et al. 2002; Corlett 2015). La transformación generada por los humanos ha resultado en la disminución de las áreas naturales, la pérdida de biodiversidad y la degradación de la provisión de servicios ecosistémicos (Myers et al. 2000; De Groot et al. 2012; Watson et al. 2016; Li et al. 2018). En aquellas áreas donde diferentes actividades humanas (ej. asentamientos humanos) y usos de la tierra (ej. agricultura) confluyen con áreas de gran riqueza de especies o endemismo, presentan implicaciones negativas para la biodiversidad y algunos servicios ecosistémicos (ej. fertilidad del suelo) (Sanderson et al. 2002; Venter et al. 2016) debido a la modificación y fragmentación del hábitat, degradación del suelo y agua, y sobreexplotación de especies nativas (Foley et al. 2005). En este contexto, comprender el impacto humana en los ecosistemas y sus servicios son cruciales para lograr el desarrollo sostenible (Costanza et al. 2017).

Los rápidos avances en la observación de la tierra a partir de la tecnología satelital generan mapas globales verificables de los cambios y la cobertura del uso de la tierra (Hansen et al. 2013). La combinación de estos mapas, la disponibilidad de grandes datos relacionados con las actividades económicas humanas en todo el mundo y los avances en los sistemas de información geográfica (SIG), proporcionaron la tecnología de integración necesaria para combinar estos datos de manera eficiente y reproducible (Sanderson et al. 2002; McGowan 2016). Aunque los conjuntos de datos ahora disponibles son imperfectos, son considerados de suficiente detalle y exhaustividad para poder mapear la influencia de los humanos en toda la superficie de la tierra (Sanderson et al. 2002), incluso en áreas con datos de baja disponibilidad como la Patagonia Sur (Martínez Pastur et al. 2016c).

Una propuesta para calcular el impacto de los seres humanos en la naturaleza es el índice de huella humana (IHH) que representa, en cierto sentido, la suma del total de huellas ecológicas de la población humana en su demanda sobre los recursos naturales y servicios ecosistémicos (Sanderson et al. 2002). Sin embargo, su valor no se expresa como un único número, sino como un continuo de influencia humana que se extiende por la superficie de la tierra, revelando a través de su variación el patrón principal de influencia humana en la naturaleza (Sanderson et al. 2002). Este índice intenta definir la influencia humana a través de representantes geográficos utilizando cuatro tipos de datos: densidad de población, transformación del suelo, accesibilidad e infraestructura de energía eléctrica, que fueron estudiados más detalladamente por Venter et al. (2016)

incluyendo nuevas perspectivas de análisis. Estos datos deben seleccionarse de acuerdo con su cobertura, consistencia y relevancia para caracterizar el impacto humano sobre la biodiversidad y las áreas naturales y para los cuales los datos geográficos estén fácilmente disponibles (Sanderson et al. 2002). El estudio de estas presiones humanas han siendo abordados principalmente a grandes escalas de análisis (ej. mapas globales), donde se incluyen, el índice de perturbación humana (Hanna et al. 1994, 1995), el mapeo de los impactos humanos en la biosfera (GLOBIO, UNEP 2001) y el IHH (Sanderson et al. 2002). Sin embargo, la interpretación local sobre las presiones humanas debe aplicarse cuidadosamente, Woolmer et al. (2008) concluyeron que aunque a nivel global y regional se observan patrones generales similares de huella humana, el análisis regional revela un mayor nivel de heterogeneidad espacial, siendo el conjunto de datos a escala global no adecuados para análisis a escala regional (Li et al. 2018). Por lo tanto, se han llevado a cabo una serie de estudios a mediana y pequeña escala para la conservación de la biodiversidad y las funciones de los servicios ecosistémicos, con modificaciones de los métodos propuestos y utilizando los datos locales disponibles (ej. Inostroza et al. 2016; Correa Ayram et al. 2017; Li et al. 2018).

Además de conocer aquellas áreas de mayor o menor influencia del hombre, el índice de huella humana permite definir áreas de interés para la conservación. Sanderson et al. (2002) proponen que el IHH es aproximadamente el inverso de la geografía de los procesos y patrones naturales en la región, esperando que donde la influencia humana sea más alta, los ecosistemas estarán más modificados y las especies bajo la mayor presión de la actividad humana; y donde los valores del IHH son más bajos, se esperan comunidades naturales más intactas y funciones ecosistémicas más preservadas. En este sentido, IHH proporciona una herramienta flexible que permite identificar áreas de alto grado de naturalidad en diferentes partes del paisaje a lo largo de un continuo de influencia humana. Conocer estas áreas de gran valor para la conservación debido a su naturalidad es de gran ayuda para la planificación del territorio, donde las decisiones priorizarían el mantenimientos de aquellas áreas donde existe una baja influencia del hombre y por lo tanto ambientes aptos para la conservación de la biodiversidad y los servicios de regulación y soporte. El objetivo principal del capítulo corresponde al objetivo específico 2 de esta tesis, el cual es determinar el impacto del hombre sobre el paisaje en general, y los bosques en particular, analizando las potenciales implicancias en la conservación y la provisión de los diferentes servicios ecosistémicos.

4.2 Materiales y Métodos

Se elaboró un mapa del IHH en la provincia de Santa Cruz siguiendo la metodología propuesta por Sanderson et al. (2002). Sin embargo, con el fin de mejorar la heterogeneidad espacial de los impactos de las diferentes presiones en el paisaje (Woolmer et al. 2008), se realizaron modificaciones en la metodología a nivel regional. Es por esto que utilizamos como base de datos, diferentes variables relacionadas con el impacto del paisaje (Figura 4.2-1). Las variables de impacto del paisaje (VIP) utilizadas en este estudio fueron: (i) la población

humana ($n = 4$) incluyó el impacto de la capital, ciudades, pueblos y estancias; (ii) el acceso humano ($n = 3$) incluyó el impacto de las rutas nacionales y provinciales, rutas secundarias y caminos; (iii) la infraestructura energética ($n = 2$) incluyó el impacto de la exploración petrolera (sísmicas) y los ductos; (iv) la extracción de minerales ($n = 1$) incluyó el impacto de la extracción de petróleo, y (v) el impacto del pastoreo de las ovejas ($n = 1$) representado como la probabilidad relativa de presencia de ovejas por estancia en áreas abiertas. Esta base de datos fue construida en base a la fuente de datos disponible del sistema de información terrestre de Santa Cruz (SIT-Santa Cruz, <http://www.sitsantacruz.gob.ar/>) y el inventario nacional de energía del país (<http://datos.minem.gob.ar/>).

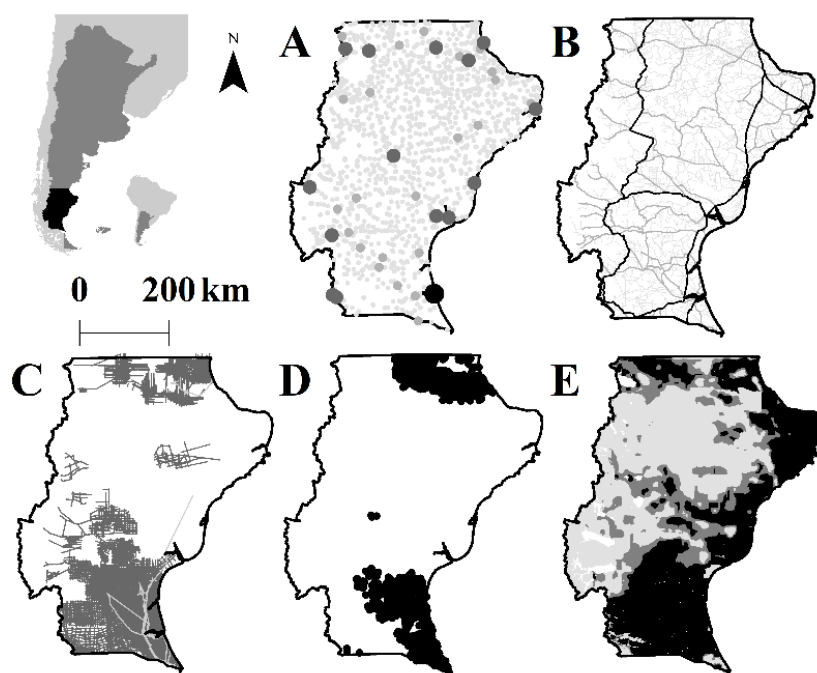


Figura 4.2-1 Variables utilizadas para el cálculo del índice de huella humana (A) asentamientos humanos (punto negro = capital, puntos grandes gris oscuro = >1,000 habitantes, puntos medianos gris = <1,000 habitantes, puntos pequeños gris = estancias); (B) accesibilidad (negro = rutas nacionales, gris = rutas provinciales, gris claro = rutas secundarias y caminos); (C) infraestructura energética (gris = sísmicas petroleras, gris claro = ductos); (D) explotación petrolera (puntos negros); y (E) impacto del pastoreo (gris claro = bajo, gris = medio, negro = alto) (modificado desde Pedrana et al. 2011).

Utilizando un proyecto de SIG, realizamos una serie de procedimientos para desarrollar mapas ($n = 11$) de LIV (Tabla 4.2-1). Primero, definimos la distancia máxima de impacto (km) de cada variable de paisaje a partir de un buffer. Usando Google Earth calculamos el promedio de la distancia máxima de impacto de asentamientos humanos (ej. casas) de cada categoría (capital, ciudades, pueblos y estancias), luego la distancia de impacto final fue el doble del promedio de cada categoría (24 km la capital, 7,2 km ciudades, 2,2 km pueblos y 2 km ranchos). El acceso humano (rutas y calles nacionales y provinciales) presentó diferentes distancias de impacto (km) debido a su intensidad e importancia de uso. Algunos estudios consideran 1 km la distancia del impacto para las rutas nacionales, 0,5-0,6 km para las rutas provinciales y 0,4-0,25 km para las calles (Liu et al.

2008; Su et al. 2014). En nuestro estudio definimos 2 km la distancia del impacto para las rutas nacionales, 1 km rutas provinciales y 0,5 km rutas secundarias y caminos. La distancia de impacto de la infraestructura energética (sísmicas y ductos) se definió como 0,5 km, considerando el tamaño de los ductos, el área libre obligatoria alrededor de los conductos para Argentina (Enargas 2016) y la distancia máxima de influencia en los bosques de coníferas (Pattison 2016). La extracción de minerales (extracción de petróleo) presentó una distancia de impacto de 0,5 km, considerando el impacto local (1 ha) y la conexión de caminos (Fuda et al. 2018).

Tabla 4.2-1 Variables del paisaje utilizadas para el modelado del Índice de Huella Humana.

Variable		Fuente	Distancia de impacto (km)	Valor	Referencias
Asentamientos humanos	Capital	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	24,0	0-1	Wilkie et al. 2000
	>1,000 habitantes	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	7,2	0-1	Wilkie et al. 2000
	<1,000 habitantes	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	2,2	0-1	Macchi and Grau 2012
	Estancias	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	2,0	0-1	Macchi and Grau 2012
Acceso humano	Rutas Nacionales	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	2,0	0-1	Su et al. 2014
	Rutas Provinciales	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	1,0	0-1	Liu et al. 2008
	Rutas Secundarias y caminos	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	0,5	0-1	Liu et al. 2008
Industria energética	Sísmicas	SIT-Santa Cruz ⁽¹⁾	0,5	0-0,5	van Rensen et al. 2015
	Ductos	Energía Nación ⁽²⁾	0,5	0-1	Pattison et al. 2016
	Explotación petrolera	Energía Nación ⁽²⁾	0,5	0-1	Fuda et al. 2018
Usos del suelo	Impacto del pastoreo	Pedrana et al. 2011	-	0-0,3	

(1) SIT - Santa Cruz (<http://www.sitsantacruz.gob.ar/>), (2) Energía Nación (<http://datos.minem.gob.ar/>).

En segundo lugar, calculamos el impacto de cada LIV, utilizando la herramienta de distancias euclidianas y se rasterizaron a una resolución de 90x90 m utilizando la técnica de re-muestreo más cercana en el software ArcMap 10.0 (ESRI 2011). Luego, re-escalamos cada LIV a partir de la herramienta re-scale by function de disminución logística a través de su distancia de impacto utilizando un porcentaje de intercepción (Y) de 98 para las variables de los asentamientos humanos donde los valores altos disminuyeron más lentamente que los valores bajos e $Y = 80$ para los otros LIV donde los valores altos y bajos disminuyeron igualmente. Los asentamientos humanos, el acceso humano, los ductos y la extracción de minerales presentaron valores de impacto de 1 (núcleo del buffer) a 0 (borde del buffer y fuera de cada distancia de impacto), y la exploración petrolera presentó valores de impacto de 0,0 a 0,5, en sus etapas de exploración, explotación y transporte, genera caminos, locaciones (área preparada para la instalación de torres de perforación), áreas de maniobras de maquinaria y oleoductos. Por eso produce parches de disturbio severo, aunque puntuales. A éstos se unen disturbios de tipo lineal (caminos de prospección sísmica y otros caminos), en los cuales la cubierta vegetal es removida completamente y el suelo es compactado (Aguiar y Paruelo 2003). La actividad petrolera genera

fragmentación en el paisaje que contrasta fuertemente con los sectores aledaños (Li et al. 2008). Finalmente, el mapa del impacto de los usos del suelo (impacto de las ovejas por el pastoreo) se desarrolló utilizando el mapa de probabilidad de presencia de ovejas por estancia de Pedrana et al. (2011) y la herramienta focal stadistic en un proyecto SIG, donde el valor para cada celda de salida es una función de los valores de todas las celdas de entrada que se encuentran en un vecindario específico (10 km) alrededor de esa ubicación. Luego, volvemos a re-escalar el mapa mediante la herramienta re-scale by function de aumento logístico ($Y=80$), y usamos una máscara para eliminar el impacto de las ovejas dentro del sistema de áreas protegidas y los bosques, los valores del mapa de usos de la tierra variaron de 0,0 a 0,3 (impacto de pastoreo), debido a que se considera que el impacto de la ganadería extensiva no es tan extremo como el de una ruta (1 valor máximo), sin embargo existen estudios que afirman la modificación de la vegetación en el suelo debido a esta actividad, generando en lugares puntuales altos grados desertificación de la provincia (Del Valle et al. 1998; Peri et al. 2013) (ver Figura 2.4-1, Capítulo 2).

Los once mapas de LIV se visualizaron en un proyecto SIG con la misma resolución de 90x90 m, y calculamos los valores máximos de cada píxel utilizando la herramienta de cell stadictic, el mapa final del índice de huella humana (IHH) en la provincia de Santa Cruz varió de 0 (sin impacto) a 1 (impacto máximo). Luego, a partir del proceso de agrupamiento hexagonal descripta en el capítulo 3, se analizó el IHH para las diferentes áreas ecológicas y la influencia del paisaje forestal. Del mapeo de la huella humana es posible mapear las áreas menos afectadas o “más intactas” de la provincia de Santa Cruz. Para esto, en un proyecto SIG definimos a través de la huella humana aquellos parches del paisaje con >1.000 ha, >10.000 ha y <0,3 de impacto humano, y los clasificamos en alto impacto o bajo grado de naturalidad (0,1 a 0,3) y bajo impacto o alto grado de naturalidad (<0,1) según las diferentes áreas ecológicas (Figura 2.3-1, Capítulo 2) y tipo forestal (Figura 2.6-1, Capítulo 2) considerando la mayor superficie relativa.

4.3 Resultados

4.3.1 Mapa del índice de huella humana

El índice de huella humana mostró la influencia humana sobre el paisaje en la provincia de Santa Cruz (Figura 4.3-1), donde los valores más altos (valor del hexágono hasta 0,50) de impacto se ubicaron en áreas específicas de la capital, ciudades y pueblos, también se observó el impacto en toda la provincia debido a las rutas nacionales y provinciales. En el norte, la extracción de petróleo presentó un papel importante como impacto humano (el valor más alto del hexágono fue de 0,45 cerca del Cerro Dragón) donde las conexiones a rutas y caminos aumenta el impacto en el paisaje (Figura 4.2-1D). Mientras que los valores intermedios (>0,3) se ubicaron principalmente en el sur, donde la exploración petrolera y los usos de la tierra fueron las actividades económicas más importantes (Figura 4.2-1C y E). Finalmente, los valores más bajos (cerca de 0) de IHH se ubicaron en

el área central de la provincia, donde se observan más aptitudes de naturalidad. Sin embargo, la presencia de rutas y estancias generan fragmentación en el paisaje, mientras que hacia el oeste se observa una mayor naturalidad y menor fragmentación. Si bien el IHH varía de 0-1 en el mapa continuo, cabe destacar los hexágonos presentaron valores relativamente bajos (ej. el máximo valor encontrado en un hexágono fue de 0,50).

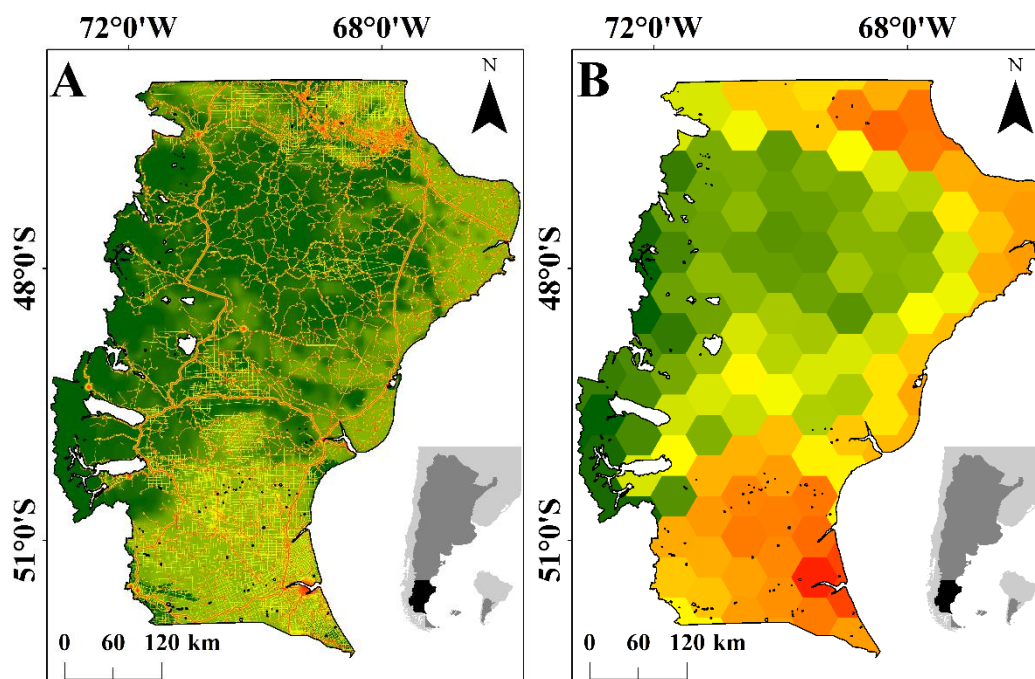


Figura 4.3-1 Mapa del Índice de Huella Humana (IHH) para la provincia de Santa Cruz, dónde los rojos indican valores altos (1) y verde oscuro indican valores bajos (0). Izquierda en pixeles 90x90 m, y a la derecha el promedio obtenido a partir de la metodología de agrupamiento hexagonal (250.000 ha cada hexágono).

4.3.2 Cambios del índice de huella humana a través del paisaje

El índice de huella humana cambió significativamente ($F=31,50$; $p<0,001$) en todo el paisaje (Tabla 4.3.2-1), encontrándose los valores más bajo (0,07-0,11) en las áreas ecológicas remotas (COR y PS) cercanas a la Cordillera de Los Andes, y los valores más altos (0,38-0,40) en las áreas del sur (EMS,) cerca de la ciudad capital.

Este índice también cambió significativamente en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus* (Tabla 4.3.2-2). Los ANDEVAs mostraron que considerando los pastizales y los bosques, el índice de huella humana presentó diferencias significativas ($F=6,16$; $p=0,002$), donde los paisajes con una mayor cobertura de bosque presentaron los valores más altos de huella humana (0,18) que aquellos con menor cobertura forestal (0,11). Cuando se consideraron los tipos de pastizales y bosques, la huella humana también presentó diferencias significativas ($F=17,43$; $p<0,001$), donde entre esos paisajes boscosos, los hexágonos que combinan pastizales y bosques de ñire presentaron los valores de huella humana más altos (0,18 y 0,34 para P+NA-NP y B+NA,

respectivamente) que aquellos que presentaron otras combinaciones forestales (0,04 para B+NP-MIX y B+NP). Finalmente, encontramos diferencias entre los diferentes tipos de bosques cuando los analizamos sin tener en cuenta los pastizales ($F=13,24$; $p<0,01$), donde los tipos forestales que ocurrieron en las montañas (*N. pumilio* y especies de hoja perenne) presentaron valores más bajos de IHH ($<0,01-0,06$) en comparación con aquellos tipos que crecen cerca del ecotono con la estepa (bosques puros de ñire y sus asociaciones con bosques de lenga) que presentaron los valores más altos (0,23 y 0,24 para NA y NA-NP, respectivamente).

Tabla 4.3.2-1 Valores medios de ANDEVAs del mapa de Índice de Huella Humana (IHH) según áreas ecológicas. Dónde: COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino.

Áreas ecológicas	IHH
COR	0,07 a
EMH-EMS	0,40 c
SMO-DCP-RDG	0,23 b
MMN	0,38 c
PS	0,11 a
<i>F(p)</i>	31,50 ($<0,001$)

F = test de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Tabla 4.3.2-2 Valores medios de ANDEVAs del mapa de Índice de Huella Humana (IHH) según el paisaje forestal. Dónde: P = pastizal, B = bosque, NP = *Nothofagus pumilio*, NA = *Nothofagus antarctica* y MIX = mixtos siempreverde.

Categorías	Tratamientos	IHH
(i) Pastizales y bosques	P	0,11 a
	P + B	0,11 a
	B	0,18 b
	<i>F(p)</i>	6,16 ($=0,002$)
(ii) Tipos de paisaje boscoso	P + NP-MIX	0,04 a
	P + NP	0,04 a
	P + NA-NP	0,18 b
	P + NA	0,34 c
	<i>F(p)</i>	17,43 ($<0,001$)
(iii) Tipo forestal	NP-MIX	$<0,01$ a
	NP	0,06 a
	NA	0,23 b
	NA-NP	0,24 b
	<i>F(p)</i>	13,24 ($<0,001$)

F = test de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

4.3.3 El índice de huella humana como herramienta para estrategias de conservación

Considerando que en aquellas áreas donde los valores del IHH son más bajos y se esperan comunidades naturales más intactas y funciones ecosistémicas más preservadas, usamos el mapa de IHH y la fragmentación que produce en el paisaje para identificar áreas potenciales para conservar, consideradas como las áreas más

intactas. Este análisis se centró en polígonos de >1.000 y >10.000 ha con diferentes umbrales de IHH (menos de 0,05 a 0,3).

Al considerar áreas >1.000 ha (Figura 4.3.3-1 y Tabla 4.3.3-1), existen pocas áreas con IHH <0,3 en los extremos norte y sureste de la provincia. En las áreas ecológicas de la estepa seca se observaron una gran cantidad de parches ($n = 1.246$) de tamaño mediano a grande (12 mil a 32 mil ha), donde hacia el este se observan las áreas menos intactas (0,1 a 0,3 de IHH) y hacia el centro las áreas más intactas (IHH <0,1).

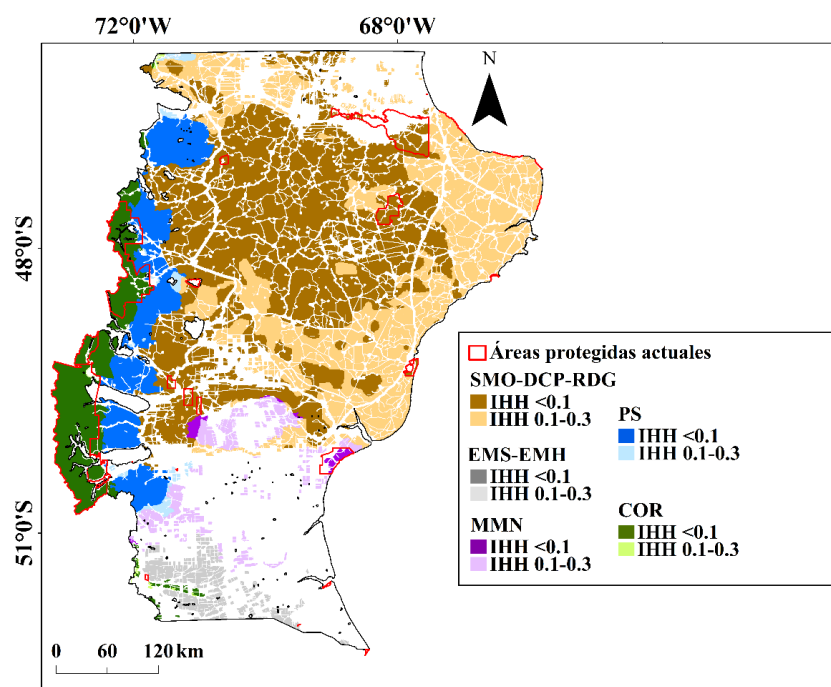


Figura 4.3.3-1 Áreas con <0,3 de Índice de Huella (IHH) y >1.000 ha clasificados de acuerdo al área ecológica y el valor de IHH (0,1 a 0,3 alto, y <0,1 bajo). En blanco aparecen aquellas áreas con IHH >0,3, y en líneas rojas se indica la actual red de áreas protegidas. Dónde: COR = Complejo Andino, EMH = Estepa Magallánica Húmeda, EMS = Estepa Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra, y PS = Pastizal Subandino.

En estas áreas ecológicas se encuentra una gran cantidad de áreas protegidas ($n = 14$) siendo en su mayoría costeras (Anexo 2.1). Sin embargo el parque nacional Bosques Petrificados de Jaramillo y la reserva provincial Bosque Petrificado, Ea. La Urbana y Mari presentan parches de alto grado de naturalidad, mientras que la reserva provincial Meseta Espinosa y el Cordón presenta hacia el sur parches de alto grado de naturalidad y hacia el norte áreas de alto impacto (IHH >0,3). En las áreas ecológicas de la estepa húmeda se observaron una menor cantidad de parches ($n = 181$) de tamaños pequeños (2.400 a 5 mil ha), donde todos presentan baja naturalidad (0,1 a 0,3 de IHH). Sin embargo, hacia el centro sur de la provincia se encuentra en área ecológica Matorral de Mata Negra, el cual presentó 192 parches entre 5.400 y 23.300 ha, siendo la gran mayoría ($n = 182$) de bajo grado de naturalidad, los parches de alto grado de naturalidad ($n = 10$) presentaron las superficies más pequeñas y se observaron principalmente en el parque nacional Monte León y en el límite de contacto con el

Distrito Central Patagónico. Por otra parte, las áreas ecológicas cercanas a la Cordillera de los Andes presentaron los parches de mayor tamaño y por lo tanto la menor fragmentación del paisaje. El área ecológica Pastizal Subandino presentó 99 parches entre 40.400 y 57 mil ha, donde 31 parches presentaron alto grado de naturalidad y el Complejo Andino presentó 47 parches entre 41 mil y 46 mil ha, donde la mayoría ($n = 32$) presentaron alto grado de naturalidad y se encuentran dentro de la red de áreas protegidas. Cabe destacar que dentro del Complejo Andino, los parches de menor grado de naturalidad (0,1 a 0,3 de IHH) se encuentran en los extremos norte y sur de la provincia y presentan tamaños pequeños (5 mil ha).

Por otra parte, al considerar áreas >10.000 ha (Figura 4.3.3-2 y Tabla 4.3.3-1), el pasaje de la provincia de Santa Cruz presentó áreas con diferentes grados de naturalidad y una gran fragmentación, nuevamente existen muy pocos parches y de baja naturalidad ($IHH > 0,3$) en los extremos norte y sur de la provincia.

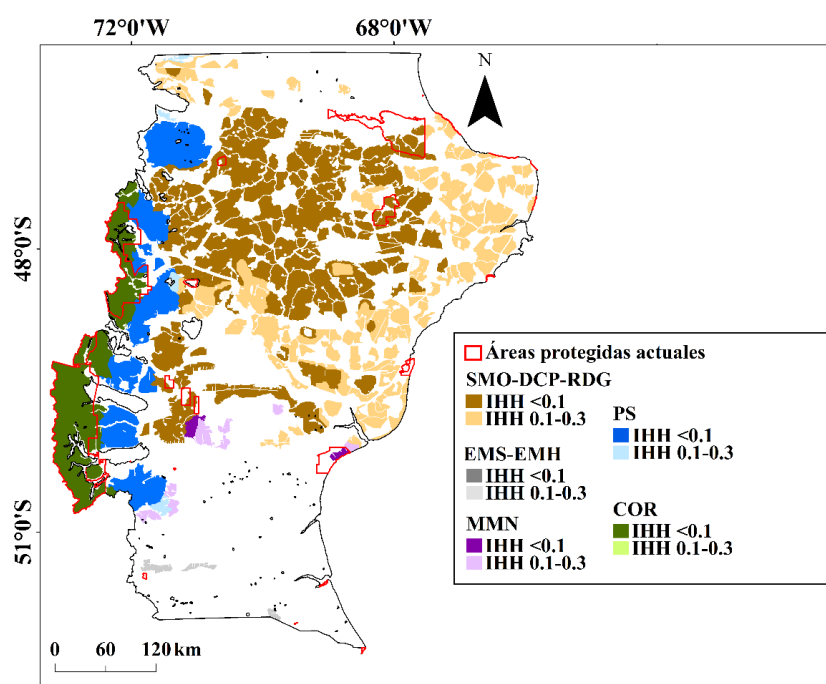


Figura 4.3.3-2 Áreas con $<0,3$ de Índice de Huella (IHH) y >10.000 ha clasificados de acuerdo al área ecológica y el valor de IHH (0,1 a 0,3 alto, y $<0,1$ bajo). En blanco aparecen aquellas áreas con $IHH > 0,3$, y en líneas rojas se indica la actual red de áreas protegidas. Dónde: COR = Complejo Andino, EMH = Estepa Magallánica Húmeda, EMS = Estepa Magallánica Seca, SMO=Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN=Matorral de Mata Negra, y PS = Pastizal Subandino.

En las áreas ecológicas de la estepa seca se observaron una menor cantidad de parches ($n = 243$) de tamaño mediano a grande (39 mil a 108 mil ha), donde hacia el este se observan las áreas menos intactas (0,1 a 0,3 de IHH) con una gran fragmentación en el paisaje y hacia el centro las áreas más intactas ($IHH < 0,1$). En las áreas ecológicas de la estepa húmeda (Estepa Magallánica Húmeda y Seca) se observaron sólo tres parches de 20.400 ha y bajo grado de naturalidad (0,1 a 0,3 de IHH). Mientras que, en el Matorral de Mata Negra se observaron 10 parches entre 16.400 y 90.400 ha donde sólo dos presentaron alto grado de naturalidad

(IHH<0,1), uno de estos presente dentro del parque nacional Monte León. Nuevamente, las áreas ecológicas cercanas a la Cordillera de los Andes presentaron los parches de mayor grado de naturalidad y mayor tamaño, y por lo tanto la menor fragmentación del paisaje. En Pastizal Subandino, se observaron 21 parches de gran tamaño (118 mil a 170,3 mil ha) donde la mayoría presentó alto grado de naturalidad (n=16), y en el Complejo Andino solo se observaron cuatro parches de 307 mil ha de alto grado de naturalidad.

La determinación de áreas con alto grado de naturalidad según tipo forestal (Tabla 4.3-1 y Fig 2.6-1, Capítulo 2), mostró que para los bosques mixtos siempreverde solo existe un parche de alto grado de naturalidad al considerar >1.000 ha, mientras que no existen parches >10.000 ha. Para los bosques de lenga al considerar superficies de >1.000 ha se observan 26 parches de alto grado de naturalidad y ocho de baja naturalidad (IHH >0,3), sin embargo solo existen nueve parches de alto grado de naturalidad y gran tamaño (201 mil ha) al considerar superficies de >10.000 ha. Finalmente, para los bosques de ñire se observaron la mayor cantidad de parches (n=46) entre 18.400 y 35 mil ha al considerar superficies de >1.000 ha, donde 22 presentan alto grado de naturalidad, y al considerar superficies de >10.000 ha se observan cuatro parches donde solo uno presenta alto grado de naturalidad, localizado cerca de Monte Zeballos con un tamaño de 343 mil ha.

Tabla 4.3.3-1 Áreas con <0,3 del Índice de Huella Humana (IHH) clasificado por el tamaño de los polígonos (>1.000 ha y >10.000 ha) considerando el total del área de estudio, las áreas ecológicas y tipos forestales (NP = *Nothofagus pumilio*, NA = *N. antarctica*, and MIX = mixtos siempreverde). Valores indican el número de polígonos y entre paréntesis el promedio del tamaño del área en mil. Dónde: COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra, y PS = Pastizal Subandino.

Variable		IHH para polígonos de 1.000 ha				IHH para polígonos de 10.000 ha			
		<0,3	<0,2	<0,1	<0,05	<0,3	<0,2	<0,1	<0,05
Total		1.765 (163.0)	1.092 (144.5)	758 (124.0)	488 (10.0)	281 (389.1)	205 (320.0)	156 (251.3)	115 (480.2)
Áreas ecológicas	SMO-DCP-RDG	1.246 (32.0)	921 (25.0)	647 (18.0)	419 (12.0)	243 (108.0)	176 (88.0)	134 (59.5)	100 (39.0)
	EMH-EMS	181 (5.0)	3 (2.4)	0	0	3 (20.4)	0	0	0
	MMN	192 (23.3)	32 (21.1)	10 (15.3)	6 (5.4)	10 (90.4)	5 (74.0)	2 (49.1)	1 (16.4)
	PS	99 (57.0)	94 (52.0)	65 (48.0)	31 (40.4)	21 (170.3)	20 (158.4)	16 (142.6)	10 (118.0)
	COR	47 (46.0)	42 (45.0)	36 (43.0)	32 (41.0)	0	0	0	4 (307.0)
	MIX	0	0	0	1 (1.3)	0	0	0	0
	NP	34 (91.1)	31 (89.5)	26 (88.0)	22 (85.0)	0	0	0	9 (201.0)
	NA	46 (35.0)	31 (30.2)	22 (21.0)	21 (18.4)	4 (409.1)	3 (378.0)	1 (343.0)	1 (343.0)

4.4 Discusión

4.4.1 Mapa del índice de huella humana

El desarrollo de una nueva metodología basada en la propuesta de Sanderson et al. (2002) del cálculo del índice de huella humana a escala regional, permitió obtener un mapa que muestra con un mayor detalle las presiones del hombre sobre el paisaje de la provincia de Santa Cruz. Estas observaciones entre el mapa global de Sanderson et al. (2002) y la huella humana regional son coincidentes con las encontradas en otros estudios (Woolmer et al. 2008).

A escala global, Sanderson et al. (2002) utiliza como proxy para los asentamientos humanos la densidad de la población, definiendo como áreas geográficas a los distintos departamentos de la provincia (ej. el departamento de Guer Aike), esto genera una división en grandes bloques geopolíticos y no un continuo en el paisaje, donde el centro de los poblados presenta la mayor presión debido a la infraestructura del ejido urbano (ej. casas, edificios) y que luego disminuye con la distancia. Además dentro de un mismo departamento los asentamientos humanos son diferentes, por ejemplo en el departamento de Guer Aike se encuentra la capital Rio Gallegos con un gran impacto debido a su extensión, y otras localidades como Rio Turbio que presenta un menor impacto en su extensión, cabe recordar que ambos asentamientos presentan valores de 1 (alto impacto) a 0 (bajo impacto), pero la diferencia se observa en la extensión del asentamiento (Figura 4.2-1A). Un aporte importante de este análisis, que no está considerando en el mapa global de huella humana es el impacto en el paisaje de las estancias, presentando un valor mínimo de distancia de impacto (1 km).

Por otra parte para este estudio, el impacto del acceso humano fue diferenciado según la intensidad e importancia de uso, siendo la clasificación multi-nivel de las rutas un mejor indicador de las presiones humanas (Liu et al. 2008; Woolmer et al. 2008). Una gran cantidad de estudios han determinado los impactos que generan los diferentes caminos, considerando el impacto sobre el paisaje (Liu et al. 2008; Su et al. 2014) y la biodiversidad (Palomino y Carrascal 2007), a diferencia de Sanderson et al. (2002) que solo considera las rutas más importantes y asigna la misma distancia de impacto para todas.

La industria energética fue considerada debido a los impactos que generan principalmente en los ecosistemas de estepa (Mjachina et al. 2018), presentando un rol muy importante en el paisaje de la Patagonia (Fiori y Zalba 2003). Por una parte la exploración petrolera, a partir de las líneas sísmicas presenta a través de los años una lenta revegetación (Mjachina et al. 2018) es por esto que el valor máximo de impacto fue considerado la mitad (0,5) del máximo de un asentamiento urbano o ruta, mientras que la distancia del impacto no llega a más de 500 m para bosques (Fiori y Zalba 2003, van Rensen et al. 2015). Otros impactos que se generan sobre la tierra se deben a los pozos petroleros (ej. 1 hectárea de modificación sobre el suelo), instalaciones para la recolección y tratamiento de petróleo, bengalas, pozos de desechos, transporte y tuberías, además el suelo adyacentes que no son para extracción de petróleo, también pueden tener daños mecánicos, químicos o térmicos (Mjachina et al. 2018). Sanderson et al. (2002) por su parte en este punto solo considera la infraestructura de la energía eléctrica a partir de la información satelital sobre luces nocturnas (Elvidge et al.

2001) como estimador del desarrollo del área local y el uso de petróleo. Este proxy puede ser más relevante en aquellas grandes ciudades donde el alumbrado público es de importancia, sin embargo puede existir una sobreposición con el impacto de los asentamientos humanos y una nula consideración al impacto de la actividad en sí misma.

Finalmente, el uso del suelo por pastoreo es la variable más subestimada en el análisis de Sanderson et al. (2002), debido a la dificultad de poder calcularlo a nivel global. Para el mapa de índice de huella humana de la provincia de Santa Cruz, se utilizó la información disponible de probabilidad de presencia de oveja densidad (Pedrana et al. 2011), donde se le asignó un impacto global más bajo (0,3), debido a que el pastoreo extensivo no presenta un impacto tan extremo (ej. remoción del suelo) como las rutas o pozos petroleros, sin embargo existen estudios sobre el impacto que genera el pastoreo en la modificación vegetación, llegando a generar grandes grados desertificación en algunos lugares puntuales (Del Valle et al. 1998; Peri et al. 2013) de la provincia (ver Figura 2.4-1, Capítulo 2).

Uno de los principales cambios en esta metodología respecto a Sanderson et al. (2002) es que, el impacto general no es la suma de las diferentes presiones, sino que, es el valor máximo de impacto (0 a 1) encontrado entre las diferentes variables de impacto del paisaje en un pixel determinado. Por lo tanto el mapa de índice de huella humana de la provincia de Santa Cruz no muestra el impacto acumulado, si no el impacto máximo del hombre en el lugar. Esto implica que es imposible poder identificar áreas donde congreguen múltiples impactos sólo considerando el valor del impacto, siendo necesario el conocimiento de la distribución de los impactos, sin embargo la presencia de máximos valores de impactos indicarían alta influencia humana, pudiendo ser por una sola variables o varias variables en conjunto. Esta propuesta, no pretende identificar áreas donde de exista una sumatoria de impacto sobre el paisaje (Woolmer et al. 2008), si no que el objetivo es poder determinar la influencia en extensión y magnitud del hombre sobre el paisaje. A pesar de que se observan patrones generales similares entre la huella humana global de Sanderson et al. (2002) (1 km) y la huella humana calculada en este capítulo (90 m), el análisis regional reveló un mayor nivel de detalle en la heterogeneidad especial de las variables analizadas, siendo coincidente con los encontrado por Woolmer et al. (2008).

A pesar de la potencialidad del mapa de índice de huella humana de la provincia de Santa Cruz, es importante considerar algunas las limitaciones del mismo para un correcto uso e interpretación. A pesar de las herramientas modernas de mapeo, se requieren de grandes esfuerzos para desarrollar un conjunto de datos completo y actualizado del área de estudio. Para esta tesis las bases de datos seleccionadas fueron aquellas proporcionadas a nivel nacional (<http://datos.minem.gob.ar/>) o provincial (<http://www.sitsantacruz.gob.ar/>), considerando que son las fuentes oficiales y que presentan los datos más actualizados. Sin embargo, algunos datos tienden a quedar desactualizados rápidamente respecto de los patrones que buscan representar, esto puede deberse a su rápido desarrollo en el paisaje (ej. crecimiento poblacional, construcción de nuevas carreteras y cambios de uso de la tierra), o debido a los grandes costos en proyectos que demandan la obtención de los datos (ej. densidad ganadera) (Sanderson et al. 2002). Siendo necesario considerar la dinámica de las variables de impacto para poder realizar una mejor interpretación de los resultados. Por otro lado, los cambios en la

heterogeneidad espacial son particulares de los tipos de variables analizadas (Sanderon et al. 2002), siendo necesario adecuar los tipos de impacto, la distancia y el valor del impacto para cada sitio en particular.

4.4.2 El índice de huella humana y sus implicancias en la biodiversidad y servicios ecosistémicos

El hombre en la búsqueda de resolver rápidamente las demandas por los servicios ecosistémicos (ej. alimentos, energía) ha transformado muchos de los ecosistemas naturales (MEA 2005; Braat y de Groot 2012) con diferentes intensidades, por ejemplo, a partir de la construcción de caminos que permitan el acceso a diferentes recursos naturales (ej. explotación forestal) o la explotación de recursos mineros (ej. industria petrolera), causando una fragmentación de los ambientes, y como consecuencia pérdida de hábitat y biodiversidad (Hill et al. 2020). Algunos estudios indican que entre el 50-70% de la superficie de la tierra se encuentra ya modificada o alterada por el hombre (Bartlam-Brooks et al. 2013).

En la provincia de Santa Cruz, el 25% de su superficie terrestre se encuentra con altos valores de impacto humano ($>0,3$ de índice de huella humana), donde hacia el este (zona costera) se han presentado las mayores presiones humanas, existiendo los principales asentamientos humanos y accesibilidad para la comercialización (ej. rutas y puertos) de productos derivados de las actividades económicas regionales (ej. petróleo, lana y carne). En el año 1880 se inició la actividad ganadera en la Patagonia con la introducción de ovinos provenientes de La Pampa e Islas Malvinas, llegando a existir más de 20 millones de ovinos hacia 1950 (Coronato 2015). En Santa Cruz, esta actividad se desarrolló principalmente en las áreas ecológicas esteparias del norte, y hacia el sureste en las áreas ecológicas Estepas Magallánicas Húmeda y Seca (Pedrana et al. 2011). La carga ganadera se encuentra sujeta a la variabilidad climática y su incidencia en la disponibilidad forrajera (Peri et al. 2013), generando en algunos lugares de la provincia de Santa Cruz (ej. Región del Golfo) consecuencias negativas en las características del suelo y por ende en la capacidad de recuperación de la cobertura vegetal, encontrándose grandes áreas con altos grados de desertificación (Del Valle et al. 1998), principalmente en las áreas ecológicas de la estepa seca (ver Figura 2.4-1, Capítulo 2). Por otra parte, tras el descubrimiento del petróleo en el año 1907 en la Patagonia, la economía de la región se inclinó fuertemente hacia el sector petrolífero (Coronato 2015) acelerando el crecimiento de las poblaciones cercanas a los yacimientos (ej. Caleta Olivia). Esta industria presenta áreas puntuales de impacto (ej. pozos de extracción de petróleo) que generan una remoción total de la superficie y fragmentación del área contigua a partir de las instalaciones para la recolección y tratamiento de petróleo, bengalas, pozos de desechos, transporte y tuberías (Mjachina et al. 2017), y áreas más extensas de menor impacto (ej. sísmicas) donde se genera una remoción y posterior revegetación (Fiori y Zalba 2003; van Rensen et al. 2015) (ej. sureste de la provincia, ver Figura 4.3-1). Hacia el oeste (zona cordillerana) de la provincia, se han presentado las menores presiones humanas, esto se debe a que la lejanía de los puertos y las condiciones climáticas extremas de la provincia han generado una subutilización de estos ambientes a través de los años. Además las estrategias geopolíticas para definir los límites entre países limítrofes, derivó en la creación de una gran cantidad de áreas protegidas (ver Figura 2.5-1, Capítulo 2) lo que generó una disminución de las

presiones humanas relacionadas a las actividades económicas y un aumento en las relacionadas a las actividades culturales. Todas estas actividades económicas generaron un gran impulso en la economía regional de la provincia, y con ello la modificación del ecosistema debido a la edificación de asentamientos urbanos (ej. cascos de estancias, ciudades), acceso (ej. construcción de rutas y caminos) y puntos de procesamiento, comercialización o exportación (ej. industrias, puertos). Evaluar estas compensaciones potenciales, conlleva a reconocer que el uso de la tierra proporciona beneficios sociales y económicos cruciales, incluso mientras conduce a posibles disminuciones a largo plazo en el bienestar humano a través la disminución de servicios ecosistémicos de regulación y soporte, fundamentales para el buen funcionamiento de los ecosistemas (DeFries et al. 2004).

Una de las consecuencias más directas del avance de la huella humana sobre la biodiversidad, es la fragmentación del paisaje Tucker et al. (2018). Sin embargo, no siempre la respuesta más común del ecosistema a estas presiones humanas es lineal (Shackelford et al. 2018; van der Marel et al. 2020), por lo que pequeños cambios en el uso de la tierra podrían tener grandes consecuencias en el ecosistema, o viceversa, dependiendo del grado de cambio en el uso de la tierra (DeFries et al. 2004; Gilbert-Norton et al. 2010). Por ejemplo, Tucker et al. (2018) determinaron que los animales se mueven distancias más cortas en áreas con mayor huella humana, siendo los movimientos de los animales esenciales para el funcionamiento del ecosistema debido a que actúan como enlaces móviles en la dispersión de semillas, el flujo de genes y las redes tróficas (Lundberg y Moberg 2003), procesos importantes para los servicios de regulación y soporte. En Santa Cruz, una gran cantidad de evidencia arqueológica soporta la presencia histórica del huemul en áreas donde actualmente hay un alto índice de huella humana (López-Alfaro et al. 2012; Briceño et al. 2013; Corti et al. 2013), así como el mapa de hábitat potencial calculado para esta especie en el Capítulo 3 de esta tesis (ej. Estancia Stag River en el extremo suroeste), registrándose en la actualidad solo pequeñas subpoblaciones en las áreas protegidas (Vila et al. 2010). Por otra parte, no todos los animales presentan una disminución al aumentar la pérdida de la vegetación (ej. lagartijas) (Attum et al. 2006). De hecho, algunas áreas degradadas pueden ser de gran importancia para fines de conservación de algunas especies de lagartijas, cambiando la riqueza y la abundancia a nivel del paisaje (Zeng et al. 2014). Sin embargo, muchos estudios sugieren que los cambios en las estructuras de los pastizales debido a las presiones humanas (ej. ganadería) pueden tener una profunda influencia en las lagartijas (Howland et al. 2014; Larson 2014). Siendo importantes al considerar aquellas áreas donde coinciden altos valores de biodiversidad potencial de lagartijas (ver Figura 3.3.2-1 C, Capítulo 3) y desertificación (ver Figura 2.4-1, Capítulo 2).

Esta ampliamente reconocido que la fragmentación del hábitat ahora es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Fahrig 2003; Krauss et al. 2010), mientras que los efectos de la fragmentación en la función del ecosistema y la provisión de los servicios ecosistémicos, son mucho menos conocidos. Además de proporcionar alimentos, fibra, leña y espacio para el desarrollo de las economías y sociedades, los ecosistemas también realizan una amplia gama de otras funciones necesarias para la vida (Daily 1997; MEA 2005). Por ejemplo, los ecosistemas naturales proporcionan el hábitat adecuado para diferentes especies de plantas y animales, regulan el clima modulando la energía y los flujos de agua a la atmósfera, entre otros. Sin embargo,

el cambio en el uso de la tierra con fines productivos, aumenta la participación de la productividad primaria neta para el consumo humano (ej. servicios de provisión), pero disminuye su participación disponible para otras funciones del ecosistema (ej. servicios de regulación y soporte) (DeFries et al. 2004). La fragmentación del paisaje podría tener impactos significativos en la función del ecosistema a escala local, aunque los efectos pueden retrasarse y ser tanto complejos como no lineales (Gonzalez et al. 2009). Relativamente pocos estudios de campo han investigado los impactos de la fragmentación en la función del ecosistema (Cordingley et al. 2015) y sus consecuencias en la biodiversidad (Tucker et al. 2018). A pesar de la relación compleja y no lineal entre la huella humana y los impactos sobre la biodiversidad y los ecosistemas (Shackelford et al. 2018), estos deben ser considerados para la toma de decisiones sobre los usos de la tierra (van der Marel et al. 2020).

4.4.3 Naturalidad de los ambientes como estrategia de conservación

La información más importante que proporciona el mapa del índice de la huella humana es que permite conocer la distribución geográfica, intensidad (0-1) y extensión de las presiones humanas en el paisaje. Sin embargo, también pueden interpretarse los valores inversos de este índice, los cuales generan otro tipo de información importante para el desarrollo de estrategias de conservación (van der Marel et al. 2020). El valor inverso del índice de huella humana, indica la calidad del hábitat o naturalidad de los ambientes, considerándose en sí mismo, un servicio ecosistémico de regulación y soporte importante para el mantenimiento del ciclo de vida, protección del hábitat y del pool genético de biodiversidad, o para el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas naturales (Haines-Young y Potschin 2018). Esto no implica que áreas más naturales (áreas con baja huella humana) presenten mayor diversidad, sino que, donde el índice de huella humana es mayor los ecosistemas estarán más modificados y las especies bajo la mayor presión de la actividad humana, y donde los valores del índice son más bajos, se esperan comunidades naturales más intactas y funciones ecosistémicas más preservadas (Sanderson et al. 2002).

La creación de áreas protegidas ha sido la estrategia de conservación de la biodiversidad más utilizadas en el mundo, sin embargo en muchos casos las áreas protegidas no presentan una buena representación de la biodiversidad, y muchas veces se encuentran ubicadas en áreas remotas, inaccesibles e improductivas o áreas con importantes niveles de presión humana que no permiten la realización de los objetivos para los cuales fueron creados (Gaston et al. 2008). En los últimos años, diferentes indicadores o proxys se han utilizado para determinar áreas de altos niveles de calidad de hábitat natural, considerando que estas áreas permitirían el mantenimiento de una mayor biodiversidad y de servicios ecosistémicos con el fin de mejorar las estrategias de áreas prioritarias para la conservación (Stephens et al. 2015). El hábitat natural es usualmente definido como aquella área que presenta los recursos y condiciones que permiten la ocupación, supervivencia y reproducción para un organismo determinado (Morrison et al. 1992). El problema con esta definición son los indicadores a medir (ej. crecimiento poblacional) que muchas veces requieren un monitoreo intenso y en largos periodos de análisis (Stephens et al. 2015). Por otra parte, la calidad del hábitat natural puede ser determinada a partir de

modelos de hábitat potencial, los cuales presentan una alta correlación con la abundancia de especies pero no necesariamente con la supervivencia, debido a que ciertos comportamientos animales (ej. comportamiento despótico) que pueden llevar al desplazamiento desde altas calidades de hábitat a áreas marginales (Van Horne 1983). En este contexto, aquellas áreas con valores mínimos de huella humana (ej. $<0,1$) podrían considerarse como áreas potenciales para la conservación (Sanderson et al. 2002), donde los enfoques de conservación excluyentes (ej. estrategias land sparing) pueden tener una alta efectividad (Bruner et al. 2001). En la provincia de Santa Cruz pueden observarse bajos valores de IHH principalmente en la cordillera, donde más del 60% de su superficie se encuentra protegido por parques nacionales. Mientras que en áreas con valores más altos de huella humana (ej. 0,1 a 0,3) se deben adoptar otras formas de conservación (ej. land sharing), que integran a las poblaciones humanas y sus actividades (Hansen y DeFries 2007). Gran parte de las áreas protegidas presentes en la provincia de Santa Cruz presentan áreas con presiones humanas ($IHH >0,3$), esto se debe a diferentes actividades económicas (ej. actividad petrolera dentro de la reserva Meseta Espinosa y el Cordón), actividades de recreación y turismo (ej. rutas y caminos dentro del parque Monte León), o debido al avance de los asentamientos humanos (ej. El Chaltén y la reserva provincial Lago del Desierto). Estas presiones humanas sobre áreas protegidas también se han observado en otras partes del mundo, Bruner et al. (2001) coinciden que todas las áreas protegidas presentan dentro de sus límites diferentes grados de presiones humanas, sin embargo, también existen otras áreas protegidas en lugares remotos e inaccesibles donde las presiones humanas son mínimas o inexistentes (ej. parque nacional Los Glaciares).

Definir nuevas áreas para la conservación en un paisaje no protegido es crucial para aumentar la protección de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (van der Marel et al. 2020). Este paisaje no protegido se encuentra expuesto en mayor medida a las presiones humanas, generando fragmentación del paisaje donde, además de la pérdida del hábitat, se genera un incremento en el número de parches, decrecimiento en el tamaño parches y aumento en el aislamiento entre parches (Fahrig 2003), quedando áreas de alto grado de naturalidad dentro de áreas con altas presiones humanas. Para esta tesis, al considerar superficies grandes (>10.000 ha) la cantidad de parches de alto grado de naturalidad ($IHH <0,1$) es muy baja (156 parches de 251 mil hectáreas). Por ejemplo, dos parches de 49 mil hectáreas para el área ecológica Matorral de Mata Negra (Figura 4.3-3, color violeta oscuro), donde uno de ellos se encuentra dentro del parque nacional Monte León, y cuatros parches de 307 mil hectáreas en el Complejo Andino (Figura 4.3-3, color verde oscuro). Mientras que para otras áreas ecológicas solo se observan parches de bajo grado de naturalidad (0,1 a 0,3 de IHH), por ejemplo tres parches de 20 mil hectáreas para las Estepas Magallánicas Húmeda y Seca (Figura 4.3-3, color gris claro). Usualmente, grandes parches presentan hábitats de mayor calidad (Fernandez-Juricic 2000), siendo positivo para la movilidad de las especies (ej. grandes mamíferos), sin embargo, si solo se consideran los parches de gran tamaño pueden quedar algunas áreas ecológicas no representadas o poco representadas en el paisaje. Por ejemplo para este tamaño de parche, los bosques de ñire quedaron representados en un solo parche de 343 mil hectáreas y los bosques mixtos siempreverde en ningún parche. Cabe destacar que definir que un parche es pequeño o grande depende de la escala de análisis, por una parte el paisaje en el cual se encuentra (ej. toda una

provincia o solo un área ecológica) y por otra la funcionalidad del parche en si misma (ej. movilidad de grandes o pequeños mamíferos) (Fahrig 2003).

Al considerar superficies pequeñas (>1.000 ha) la cantidad de parches de alto grado de naturalidad (IHH $<0,1$) aumenta (758 parches de 124 mil hectáreas). Por ejemplo, diez parches de 15 mil hectáreas para el área ecológica Matorral de Mata Negra (Figura 4.3-2, color violeta oscuro) y 36 parches de 43 mil hectáreas en el Complejo Andino (Figura 4.3-2, color verde oscuro). Mientras que, para otras áreas ecológicas el aumento es mucho mayor en parches de bajo grado de naturalidad (0,1 a 0,3 de IHH), por ejemplo, 181 parches de 5 mil hectáreas para las Estepas Magallánicas Húmeda y Seca (Figura 4.3-2, color gris claro). Generalmente parches pequeños contienen menos especies que los parches grandes (Debinski y Holt 2000), y tienden a ser un subconjunto de las especies de los parches grandes (Vallan 2000). En cuanto a los tipos forestales, la cantidad de parches también aumentaron, encontrando 46 parches para los bosques de ñire de los cuales 22 presentan alto grado de naturalidad ($<0,1$ de IHH), 34 parches para los bosques de lenga de los cuales más de la mitad ($n = 26$) presentan alto grado de naturalidad y un parche de 1.300 hectáreas para los bosques mixtos siempreverde. Muchas veces, estos tamaños muy pequeños de parches imposibilitan poder sostener una población local, así mismo, mientras más fragmentado es el paisaje mayor es el contenido de bordes, aumentando la probabilidad de que los animales abandonen el lugar (Fahrig 2003).

Hodgson et al. (2009) determina que las variables claves para la conservación a escala de paisaje son: (i) la calidad del hábitat, la cual ha sido utilizada como una medida del crecimiento y/o densidad potencial de la población (Morrison et al. 1992), (ii) el tamaño del área del hábitat idóneo para la especie, y (iii) la agregación o conectividad en el espacio. Es importante destacar que cada una de estas tres variables tiene un umbral por debajo del cual la población podría no persistir. Por ejemplo, un área de hábitat muy pequeña, una calidad de hábitat baja o una baja conectividad del hábitat conducirán a la extinción de las especies (Hanski y Ovaskainen 2000). Mientras que, más área, generalmente significa más individuos, más recursos y más variación ambiental, lo que brinda oportunidades para la especialización de nicho. Así mismo, una mayor conectividad significa más flujo genético y áreas de escape ante cambios climáticos o eventos extremos (Hodgson et al. 2011). La calidad del hábitat puede ser difícil de interpretar cuando se consideran múltiples especies, pero para fines prácticos, Hodgson et al. (2011) indica que puede describirse como aquellas áreas de baja degradación debido a las presiones humana, las perturbaciones y la contaminación. Siendo coincidente con propuesta de Sanderson et al. (2002) sobre el inverso del índice de la huella humana, utilizado también para esta tesis. Afrontar los desafíos para una efectiva conservación a escala de paisaje requiere considerar diferentes aspectos. Muchas veces, se considera que la conectividad es la solución, sin embargo, existen muchas dudas sobre la efectividad de los mismos (Gilbert-Norton et al. 2010), mientras que, la variable más importante suele ser la inadecuada cantidad de áreas con alta calidad de hábitat (Hodgson et al. 2011).

4.5 Conclusiones

La modificación del paisaje natural debido a las presiones humanas ha resultado en la disminución de áreas naturales, la pérdida de biodiversidad y la degradación de los servicios ecosistémicos. Una manera de entender estos impactos es a partir del mapeo de un índice de huella humana, donde se combinan todas las presiones del hombre sobre el paisaje. Este índice no mide el impacto por sí mismo, sino que, sugiere áreas de influencia donde los humanos tienen ha modificado al ecosistema. El objetivo de este Capítulo (objetivo específico 2) fue determinar el impacto del hombre sobre el paisaje en general, y los bosques en particular, analizando las potenciales implicancias en la conservación y la provisión de los diferentes servicios ecosistémicos. Para esto, la metodología propuesta a nivel global fue una guía que permitió desarrollar un mapa regional donde a partir de la utilización de datos más precisos y detallados se aumentó la heterogeneidad espacial de cada variable de impacto del paisaje. Los resultados de este Capítulo, permiten aceptar la Hipótesis 2 de esta tesis, indicando que las presiones del hombre sobre los ecosistemas, a partir de la construcción de infraestructuras y los diferentes usos del suelo, determinaron áreas caracterizadas por un gradiente de impactos que se encuentran directamente relacionados a los servicios de ecosistémicos de provisión y en relación inversa con las estrategias de conservación (ej. áreas protegidas). Donde a escala provincial se destacan las áreas esteparias húmedas del sur, donde el aprovechamiento de los servicios de provisión (ej. ganadería) determina una mayor cantidad de variables relacionadas a las actividades económicas (ej. rutas, puertos y ciudades). Mientras que, en las áreas cordilleranas donde la representatividad dentro de las áreas protegidas es mayor, se observan menores impactos del hombre. Particularmente para el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*, una mayor cobertura se asocia a mayores presiones del hombre, especialmente sobre los bosques de ñire (>50% cobertura forestal), quedando como remanente un paisaje fragmentado con un bajo grado de naturalidad. Por el contrario, los bosques con mayor representación dentro de las áreas protegidas presentan una menor huella humana, destacándose el bosque de lenga presentando parches extensos con un alto grado de naturalidad, sin embargo los bosques mixtos siempreverde presentan pocos parches con un alto grado de naturalidad, siendo de gran importancia su conservación. El mapa de huella humana nos permitió: (i) identificar geográficamente área con altas y bajas presiones humanas en el paisaje, (ii) determinar áreas donde puedan realizarse planificaciones que permitan mitigar la influencia humana en los ecosistemas (ej. restauración activa), (iii) apoyar estudios que permitan determinar qué comportamientos humanos permiten la coexistencia de altos niveles de influencia humana y especies sensibles (ej. lagartijas), (iv) determinar la fragmentación del paisaje en base al impacto potencial del hombre. Además, a partir de este índice se pudo determinar un índice de hábitat natural de los ambientes (1 - IHH), indicando qué tan intacto se encuentra un ecosistema, este nuevo enfoque nos permite: (i) identificar geográficamente las áreas más intactas o de alto grado de naturalidad, (ii) conocer el grado de naturalidad de las áreas protegidas actuales y la naturalidad de los ambientes fuera del sistema de áreas protegidas, (iv) definir nuevas áreas potenciales para la conservación, (v) desarrollar estrategias de manejo para mejorar la conectividad entre áreas de alto valor de naturalidad y altas presiones humanas.

Capítulo 5

Los servicios ecosistémicos para diferentes áreas ecológicas y tipos de bosques

5.1 Introducción

En los últimos años el interés por los servicios ecosistémicos se ha incrementado ya que conecta los ecosistemas naturales bajo manejo con los intereses de la humanidad (Reyers et al. 2013), integrando diferentes enfoques (ecológica, social, cultural y económica) (Martínez Pastur et al. 2016a, 2016b, 2017). Como se mencionó en el Capítulo 1 de esta tesis, según CICES (Haines-Young y Potschin 2018) los servicios ecosistémicos se clasifican en tres categorías: (i) servicios de provisión o aprovisionamiento de las necesidades materiales y energéticas, (ii) servicios de regulación y soporte del medio ambiente para los humanos, y (iii) servicios culturales que afectan los estados físicos y mentales de las personas. El enfoque desarrollado de Haines-Young y Potschin (2018) considera que el capital natural incluye todos los recursos naturales que la sociedad utiliza, siendo los servicios ecosistémicos proporcionados por organismos vivos o por una combinación de organismos vivos y procesos abióticos. Por ejemplo, algunos productos y servicios abióticos, la obtención de minerales, la producción petrolera y eólica pueden afectar los servicios que brindan los ecosistemas, a pesar de que estos no dependen de organismos vivos para su entrega. Por lo tanto, los elementos principales del capital natural se pueden dividir en tres componentes: (i) capital del ecosistema, relacionados a sistemas ecológicos que combinan factores bióticos y abióticos que son renovables y agotables, (ii) activos abióticos o del subsuelo, relacionados con recursos geológicos (ej. combustibles fósiles) que son no renovables y agotables y (iii) recursos abióticos, relacionados a ciclos geofísicos (ej. producción solar o eólica) que son recursos renovables y no agotables (Figura 5.1-1).

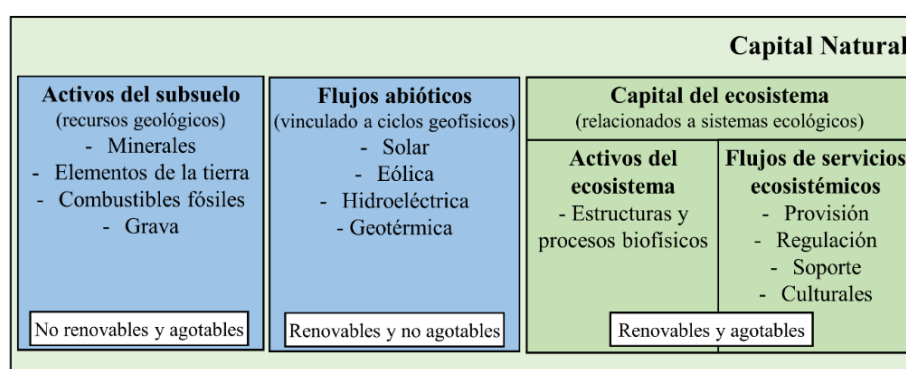


Figura 5.1-1 Componentes del capital natural modificado según MAES (2013) y Haines-Young y Potschin (2018).

Debido a su importancia para el bienestar humano, diferentes estudios se han realizado con el objetivo de analizar los servicios ecosistémicos (Casalegno et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2016b, 2017), determinar su ubicación y heterogeneidad espacial (De Groot et al. 2010). Como se mencionó en el Capítulo 1 apartado

1.3, distintas aproximaciones metodológicas se han desarrollado impulsando el estudio de los servicios ecosistémicos desde diferentes ópticas y escalas de análisis, siendo el mapeo una de las más empleadas en la actualidad (Naidoo et al. 2008; Maes et al. 2012; Martínez-Harms y Balvanera 2012). El mapeo puede realizarse a partir del re-análisis de mapas externos (Pedrana et al. 2011; Casalegno et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2016b), el uso de diferentes proxys (ej. productividad primaria neta) (Naidoo et al 2008; Eigenbrod et al. 2010) y la elaboración de mapas a partir de datos disponibles a campo e imágenes satelitales, intentando relacionar procesos ecológicos con los servicios ecosistémicos (Cordingley et al. 2016) (Figura 5.1-2). Mapear los diferentes servicios ecosistémicos que brinda el paisaje, nos permite: (i) relacionar los servicios con características biofísicas de los ecosistémicas (Casalegno et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2016b, 2017) a partir de un aceptable conjunto de datos espaciales que abarque la heterogeneidad de grandes áreas, (ii) conocer la distribución, cantidad y calidad de los servicios en el paisaje (De Groot et al. 2010), (ii) identificar posibles hot-spots o cold-spots de servicios ecosistémicos (Schröter et al. 2017), (iii) analizar las pérdidas en la provisión de servicios ecosistémicos (ej. servicios de soporte y regulación) debido las presiones antrópicas (Díaz et al. 2006), (iv) evaluar la congruencia espacial con la biodiversidad (Chan et al. 2006; Egoh et al. 2009; Bai et al. 2011), (v) estimar costos y beneficios (Termansen et al. 2008), así como la relación entre la provisión de servicios y la demanda (Burkhard et al. 2012), (vi) desarrollar nuevas propuestas de ordenamiento territorial, planificación y conservación de las tierras a escala de paisaje (De Groot et al. 2010), y (vii) determinar potenciales sinergias y/o compensaciones entre los diferentes servicios ecosistémicos (Wood et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2017), permitiendo desarrollar una gestión y planificación holística del territorio (Gonzalez-Redin et al. 2016).

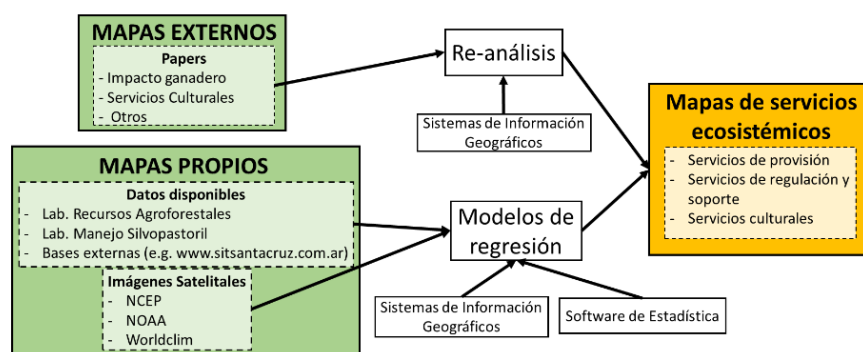


Figura 5.1-2 Modelo gráfico propuesto para la elaboración de mapas de servicios ecosistémicos.

En el contexto de la planificación del territorio y los servicios ecosistémicos, los compensaciones pueden traducirse como opciones de uso de la tierra o de gestión que aumentan la entrega de uno o más servicios ecosistémicos a expensas de otros servicios (Turkelboom et al. 2018). Esto se relaciona a situaciones en las que el uso simultáneos de recursos genera que sea imposible el uso de otros servicios ecosistémicos en el mismo área (ej. tala rasa para obtención de madera y conservación del paisaje forestal), cuando dos o más actividades relacionadas a diferentes servicios deseados no se entregan en la magnitud deseada o se inhiben fuertemente entre sí (ej. ganadería ovina y productividad de los pastizales), o cuando los beneficios de los servicios se

distribuyen de manera desigual entre las diferentes partes interesadas (ej. paisajes no impactados y el turismo) (Quintas-Soriano et al. 2016b). Conocer los diferentes servicios ecosistémicos que brinda el paisaje en Patagonia, supone determinar la multifuncionalidad de los paisajes (Gonzalez-Redin et al. 2016), donde los ecosistemas cumplen con más de un objetivo, como producir servicios ecosistémicos de provisión (ej. alimentos, fibra, madera y combustible) y también proveer de otros servicios, como los culturales (ej. recreación, turismo, existencia). El objetivo principal del capítulo corresponde al objetivo específico 3 de esta tesis, el cual consiste en determinar la provisión y correlación entre diferentes servicios ecosistémicos a escala regional y en distintos tipos de bosque. Adicionalmente se analizaron los servicios ecosistémicos según: (i) áreas ecológicas y tipos de bosques y (ii) su representatividad dentro del sistema de áreas protegidas.

5.2 Materiales y Métodos

Se elaboraron catorce mapas indicadores relacionados a distintos servicios ecosistémicos en la provincia de Santa Cruz (Tabla 5.2-1).

Tabla 5.2-1 Tabla de servicios ecosistémicos y sus indicadores elaborados para la provincia de Santa Cruz.

Tipo	División	Indicadores	Unidades
Provisión	Nutrición	Probabilidad de presencia de oveja	probabilidad de oveja.km ⁻²
		Potencial silvopastoril	adimensional
	Material-fibra	Volumen total sin corteza	m ³ .ha ⁻¹
	Producción petrolera	Densidad de pozos petroleros	pozos.km ⁻²
Regulación y soporte	Mantenimiento de condiciones físicas, químicas y biológicas	Carbono orgánico en el suelo	kg.m ⁻²
		Fósforo total en el suelo	g.m ⁻²
		Nitrógeno total en el suelo	kg.m ⁻²
	Regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas	Heterocigosidad esperada	adimensional
		Productividad Primaria Neta	g.m ⁻² .año ⁻¹
		Hábitat Natural	adimensional
Culturales	Interacciones físicas e intelectuales con sistemas bióticos, ecosistemas y paisajes	Valores estéticos	adimensional
		Valores de identidad local	adimensional
		Valores de recreación	adimensional
	Interacciones espirituales, simbólicas y de otro tipo con sistemas biota, ecosistemas y paisajes	Valores de existencia	adimensional

Se elaboraron cuatro mapas (n = 4) indicadores de los servicios ecosistémicos de provisión: (i) para los servicios relacionados a la nutrición, se elaboraron dos mapas, el primer mapa utilizó como indicador a la probabilidad de presencia de oveja (PPO) en ambientes abiertos (ej. pastizales) y el segundo mapa al potencial silvopastoril (PS) en los bosques de ñire; (ii) para el servicio relacionado a la división material-fibra de plantas, se utilizó como indicador el mapa de volumen total sin corteza (VTSC) de los bosques de lenga y mixtos siempre verdes y (iii) para el servicio relacionado a la división producción petrolera se elaboró como indicador un mapa

de densidad de pozos petroleros (DPP). Además se elaboraron seis mapas ($n = 6$) indicadores de servicios de regulación y soporte: (i) para los servicios relacionados al mantenimiento de condiciones físicas, químicas y biológicas asociado a la formación y composición del suelo, se elaboraron tres mapas, utilizando como indicadores al stock de carbono orgánico (COS), fosforo total (FTS) y nitrógeno total (NTS) en el suelo; (ii) para los servicios relacionado a la regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas, se elaboraron tres mapas. Asociado al mantenimiento del pool genético se elaboró un mapa indicador de la heterocigosidad esperada (H_e) de los bosques de *Nothofagus*, mientras que asociado a la fijación de carbono se utilizó el mapa indicador de la productividad primaria neta anual (PPNA) y relacionado a la calidad del hábitat se calculó el mapa indicador de hábitat natural (HN). Finalmente, se elaboraron cuatro mapas ($n = 4$) indicadores de servicios culturales relacionados a las interacciones físicas, intelectuales, espirituales y simbólicas con sistemas bióticos, ecosistemas y paisajes. Todos los indicadores propuestos para esta tesis han sido presentados en las diferentes clasificaciones sobre servicios ecosistémicos (MEA 2005; Maes 2012, 2014; Haines-Young y Potschin 2018).

5.2.1 Servicios ecosistémicos de provisión

5.2.1.1 Probabilidad de presencia de oveja en ambientes abiertos

Se elaboró un mapa indicador para el servicio de provisión relacionado a la división nutrición, a partir del mapa de probabilidad relativa de presencia de ovejas (PPO) por estancia (0-1 probabilidad/km²) (Pedrana et al. 2011), donde valores cercanos a cero corresponden a sitios donde la probabilidad de presencia es mínima y valores cercanos a uno donde la probabilidad es máxima para la provincia de Santa Cruz (Figura 5.2.1.1-1).

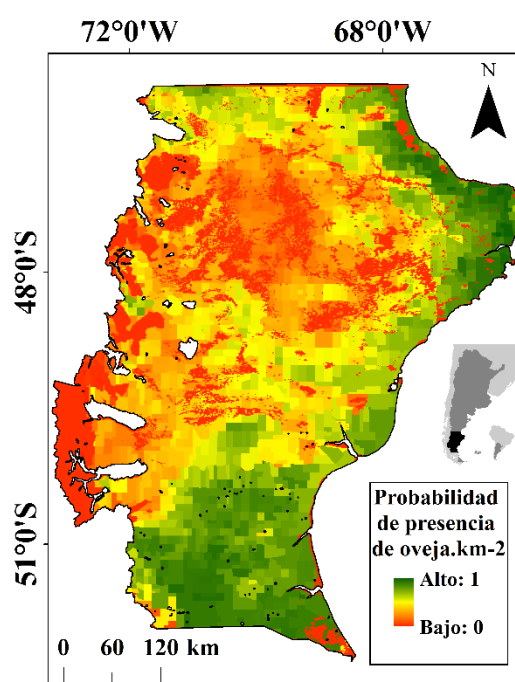


Figura 5.2.1.1-1 Probabilidad de presencia de ovejas por estancia, modificado de Pedrana et al. (2011).

En un proyecto SIG se aplicó la herramienta focal statistics que permite calcular un nuevo valor del pixel considerando los valores dentro de una vecindad especificada (10 km). Para el mapa final (90x90 m) del indicador, se eliminaron a partir de una máscara aquellas áreas de bosque y áreas protegidas (ver Figura 2.5-1, Capítulo 2) donde en la actualidad no se realiza la actividad.

5.2.1.2 Índice de potencial silvopastoril en bosques de ñire

Se elaboró un mapa indicador para el servicio de provisión asociado a la división nutrición a partir de la creación de un índice de potencial silvopastoril (IPS) para los bosques de ñire, a partir de los mapas de producción de biomasa del sotobosque ($BIO = \text{kgMS.ha}^{-1}$) y volumen total con corteza ($VOL = \text{m}^3.\text{ha}^{-1}$) para los bosques de ñire (Peri y Ormaechea 2013) (Tabla 5.2.1.2-1). Estos autores, calcularon que la biomasa del sotobosque en los bosques de ñire varía de <500 a $>2500 \text{ kgMS.ha}^{-1}$ y el volumen total con corteza varía de <100 a $>200 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$. En un proyecto SIG, se aplicó la herramienta reclassify que permite cambiar los valores del ráster, re-clasificándolos de 1 a 4 considerando los distintos valores de biomasa del sotobosque y volumen total con corteza, luego se calculó IPS considerando que un 70% del bosque de ñire se utiliza para obtener biomasa del sotobosque para el ganado y un 30% para obtener madera para postes o leña.

La ecuación resultante fue:

$$\text{IPS} = \text{biomasa del sotobosque} * 0,7 + \text{volumen total con corteza} * 0,3$$

Tabla 5.2.1.2-1 Valores de biomasa del sotobosque (BIO) en kgMS.ha^{-1} y volumen total con corteza (VOL) en $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$, sus correspondientes valores re-clasificados y el índice de potencial silvopastoril (PS).

Biomasa del sotobosque		Volumen total con corteza		IPS	Interpretación
kgMS.ha^{-1}	valor re-clasificado	$\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$	valor re-clasificado		
<500	1	<100	1	1,0	BIO <500 ; VOL <100
<500	1	100-150	2	1,3	BIO <500 ; VOL 100-150
<500	1	150-200	3	1,6	BIO <500 ; VOL 150-200
<500	1	>200	4	1,9	BIO <500 ; VOL >200
500-1500	2	<100	1	1,7	BIO 500-1500; VOL <100
500-1500	2	100-150	2	2,0	BIO 500-1500; VOL 100-150
500-1500	2	150-200	3	2,3	BIO 500-1500; VOL 150-200
500-1500	2	>200	4	2,6	BIO 500-1500; VOL >200
1500-2500	3	<100	1	2,4	BIO 1500-2500; VOL <100
1500-2500	3	100-150	2	2,7	BIO 1500-2500; VOL 100-150
1500-2500	3	150-200	3	3,0	BIO 1500-2500; VOL 150-200
1500-2500	3	>200	4	3,3	BIO 1500-2500; VOL >200
>2500	4	<100	1	3,1	BIO >2500 ; VOL <100
>2500	4	100-150	2	3,4	BIO >2500 ; VOL 100-150
>2500	4	150-200	3	3,7	BIO >2500 ; VOL 150-200
>2500	4	>200	4	4,0	BIO >2500 ; VOL >200

Posteriormente, en un proyecto SIG se integró la ecuación resultante para todos los bosques de la provincia de Santa Cruz. Para el mapa final (90x90 m) del indicador se eliminaron a partir de una máscara aquellas áreas del bosque de ñire categorizadas en color rojo por la Ley n° 26331 y áreas protegidas (ver Figura 2.5-1, Capítulo 2) donde el uso silvopastoril no forma parte de las actividades planificadas o permitidas en la provincia.

5.2.1.3 Volumen total sin corteza para los bosques de lenga y mixtos siempreverde

Se elaboró un mapa indicador del servicio de provisión relacionado a la división material-fibra a partir del volumen total sin corteza (VTSC) ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) para los bosques de lenga y mixtos siempreverde, usando 147 unidades de muestreo del inventario forestal de la provincia de Santa Cruz (Figura 5.2.1.3-1) (Peri et al. 2019).

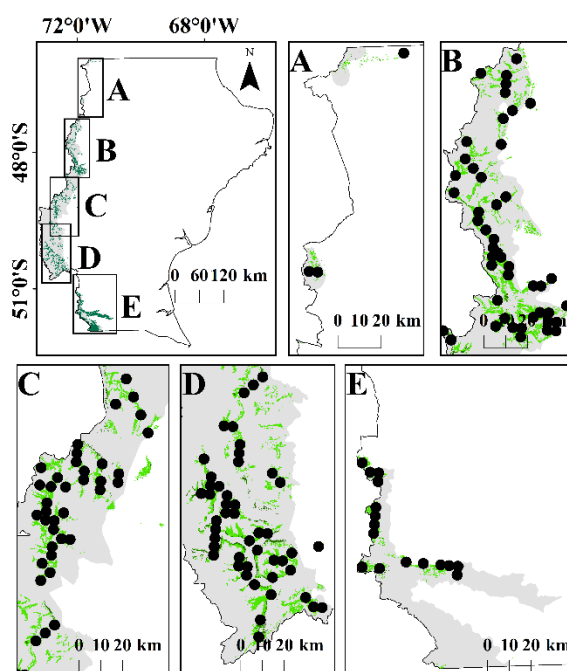


Figura 5.2.1.3-1 Mapa de las unidades del muestreo del inventario forestal para bosques de lenga y mixtos utilizadas para el modelo de volumen de trozas sin corteza. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike. Donde, verde=bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) y mixtos siempreverde; gris = área ecológica Complejo Andino.

Para el modelado, en un SIG fueron integrados los valores VTSC y se exploraron las variables climáticas, topográficas y de paisajes mencionados en el Capítulo 3 (ver Tabla 3.2.1-2), las cuales fueron extraídas con una resolución 90x90 m. Posteriormente, se realizó una pre-selección de variables a partir del análisis de correlación Pearson, considerándose la fuerza de la relación lineal (-1 a +1) y un p-valor menor de 0,05, con un nivel de confianza del 95%. Se usó el modelo de regresión lineal múltiple paso a paso para identificar las mejores variables no correlacionadas que explican el VTSC. Para analizar la inclusión de cada

variable en los modelos se empleó un p-valor $<0,05$ como probabilidad de significancia para que cada estadístico del regresor se incluyera en el modelo y se usaron 100 iteraciones para la obtención del modelo final. El modelo final fue evaluado a través del error estándar (EE) de la estimación (r^2 -adj) y el error absoluto (EA) (Statgraphics Centurion software, Statpoint Technologies, The Plains, VA, USA). Luego, en un proyecto SIG se integró el modelo obtenido para toda la provincia de Santa Cruz, para el mapa final (90x90 m) del indicador se eliminaron a partir de una máscara aquellas áreas de bosque de lenga y siempre-verde categorizadas en color rojo por la Ley n° 26.331 y áreas protegidas (ver Figura 2.5-1, Capítulo 2) donde en la actualidad no se realiza la actividad.

5.2.1.4 Densidad de pozos petroleros

Se elaboró un mapa indicador para el servicio de provisión relacionado a la división producción petrolera a partir de la densidad de pozos petroleros (DPP) para toda la provincia de Santa Cruz a partir de 21.426 pozos petrolíferos provenientes de la base de datos de la Secretaría de Producción petrolera (<http://datos.minem.gob.ar/>) (Figura 5.2.1.4-1). En un SIG se calculó la densidad de pozos petrolíferos (pozos.km⁻²) usando la herramienta point density, que calcula la densidad de punto alrededor de cada celda ráster de salida considerando una vecindad (10km) alrededor de cada centro de celdas del ráster, y luego la cantidad de puntos que están dentro de la vecindad se totaliza y divide por el área de la vecindad, obteniéndose el mapa final de (90x90 m) del indicador. A este mapa no se le aplicó la máscara para eliminar áreas protegidas, debido a que esta actividad se realiza en algunas áreas protegidas (Ley n° 2.185 de la reserva provincial Mesera Espinosa y El Cordón).

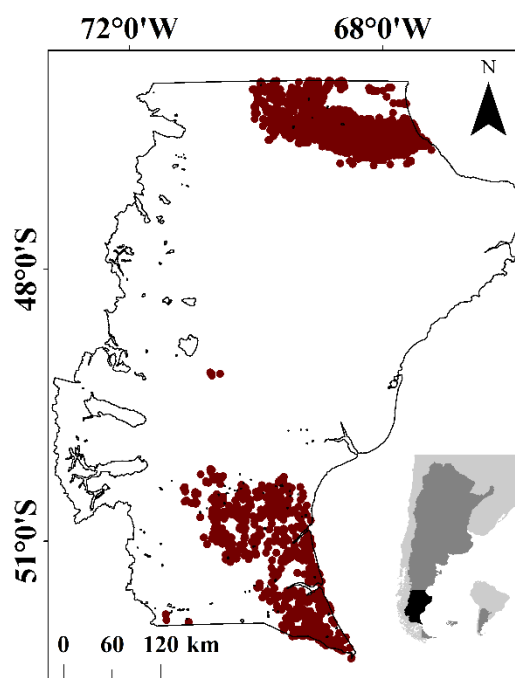


Figura 5.2.1.4-1 Localización de pozos petrolíferos en la provincia de Santa Cruz.

5.2.2 Servicios ecosistémicos de regulación y soporte

5.2.2.1 Stock de carbono orgánico, fósforo total y nitrógeno total en el suelo

Se elaboraron tres mapas ($n = 3$) indicadores de servicios de regulación y soporte relacionados al mantenimiento de condiciones físicas, químicas y biológicas asociados a la formación y composición del suelo (0-30 cm de profundidad) a partir de datos pertenecientes a la red de parcelas permanentes PEBANPA (Parcelas de Ecología y Biodiversidad de Ambientes Naturales en Patagonia Austral) (Peri et al. 2016). Un mapa del contenido de carbono orgánico en el suelo (COS), usando 145 puntos de muestreo de suelo en el campo y un mapa del fósforo total en el suelo (FTS) usando 130 puntos distribuidos en un amplio gradiente longitudinal y latitudinal por la provincia de Santa Cruz (Figura 5.2.2.1-1A). Además, se elaboró un tercer mapa del nitrógeno total en el suelo (NTS), a partir de 227 puntos de muestreo (Figura 5.2.2.1-1B).

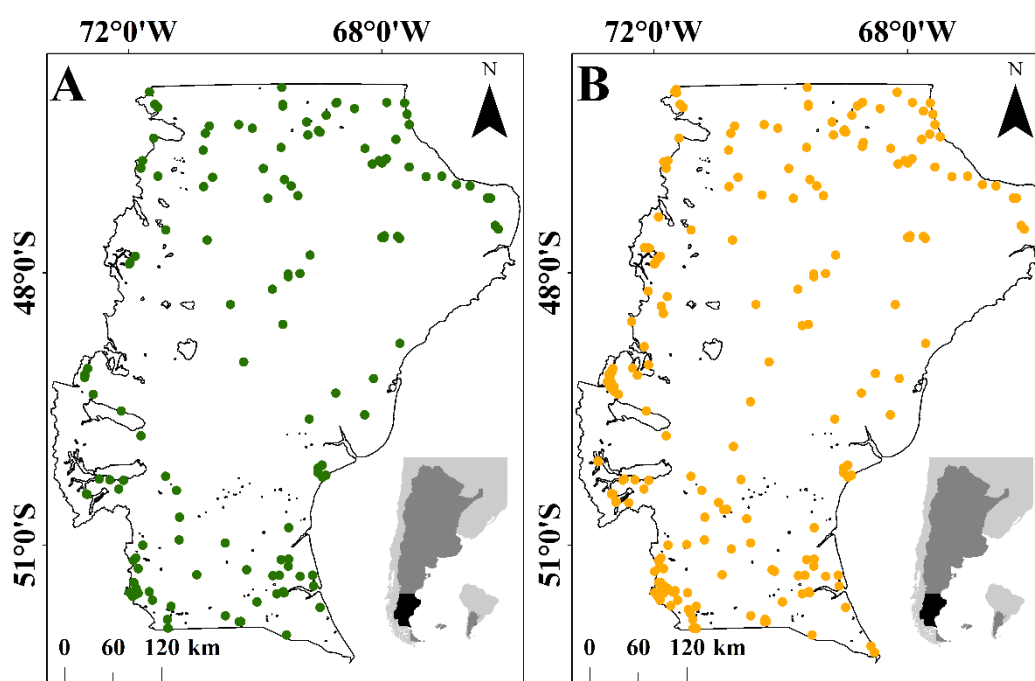


Figura 5.2.2.1-1 Puntos de muestreo de suelo (0-30 cm) en las Parcelas de Ecología y Biodiversidad de Ambientes Naturales en Patagonia Austral (PEBANPA). (A) Carbono orgánico y fósforo total; (B) nitrógeno total en el suelo.

Para los modelados, en un SIG fueron integrados todos los puntos de muestreo, y se exploraron los valores de las variables climáticas, topográficas y de paisaje mencionados en el Capítulo 3 (ver Tabla 3.2.1-2), las cuales fueron extraídas con una resolución 90x90 m. Posteriormente, la pre-selección de las variables, los modelados, el análisis de inclusión de cada variables y la evaluación de los modelos siguieron el mismo criterio anteriormente mencionado (ver modelado del apartado 5.2.1.3). Posteriormente, en un proyecto SIG se integraron los modelos obtenidos para toda la provincia de Santa Cruz, y para obtener los tres mapas (90x90 m) indicadores, se eliminaron a partir de una máscara basada en el NDVI (menos de 0,05) el suelo desnudo, campos de hielo y cuerpos de agua (Lillesand y Kiefer 2000).

5.2.2.2 Heterocigosidad esperada en los bosques de *Nothofagus*

Se elaboraron tres mapas indicadores relacionados a la regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas asociados al mantenimiento del pool genético a partir de la heterocigosidad esperada (H_e) para los tres tipos forestales presentes en los bosques de *Nothofagus* usando 66 puntos de la base de datos de Souto et al. (2015), que luego fueron combinados para obtener un único mapa de H_e para los bosques de *Nothofagus*. Esta base de datos incluye 38 poblaciones de lenga, 28 poblaciones de ñire distribuidos en Patagonia Sur (36°S en Neuquén a 54°S en Tierra del Fuego), donde sólo 14 puntos se encuentran en Santa Cruz (Figura 5.2.2.2-1).

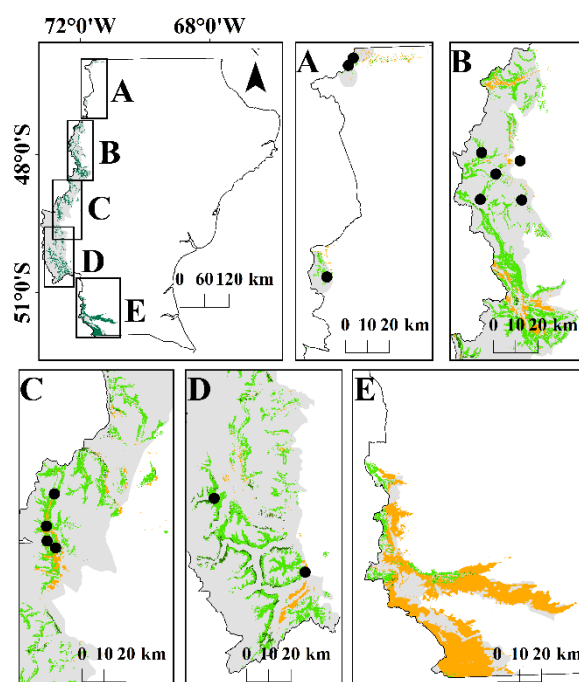


Figura 5.2.2.2-1 Mapa de las unidades del muestreo de las poblaciones de *Nothofagus* utilizadas para el modelo de heterocigosidad esperada, modificado de Souto et al. (2015). (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike Donde, verde = bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga), verde oscuro = bosque mixtos y siempreverde, anaranjado = bosque de *N. antarctica* (ñire); gris = área ecológica Complejo Andino.

Para los modelados, en un SIG fueron integrados los valores de H_e para los bosques de lenga y ñire, y se exploraron las variables climáticas mencionados en el Capítulo 3 (ver Tabla 3.2.1-2), las cuales fueron extraídas con una resolución 90x90 m. Para los bosques mixtos siempreverde se utilizó el modelado de los bosques de lenga, ya que la información disponible para hacer un modelo propio era muy baja (4 poblaciones). Posteriormente, la pre-selección de las variables, los modelados, el análisis de inclusión de cada variables y la evaluación de los modelos siguieron el mismo criterio anteriormente mencionado (ver modelado del apartado 5.2.1.3). Los modelos obtenidos se integraron en un proyecto SIG usando el rango de las variables correspondiente a las zonas muestreadas, obteniéndose los mapas finales (90x90 m) de H_e para cada tipo forestal. Mientras que para los bosques mixtos siempreverde se usó el modelo de los bosques de lenga y luego

se aplicó una máscara para extraer los bosques mixtos siempreverde. Los valores de bosques faltantes por superar los umbrales de las zonas muestreadas fueron remplazados por el menor o el mayor valor del rango modelado. Finalmente, los tres mapas se re escalaron (0-1) a partir de la herramienta rescale by function lineal y combinaron obteniéndose un único mapa indicador de la He para los bosques de *Nothofagus*.

5.2.2.3 Productividad primaria neta anual

El segundo mapa indicador de la regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas del ecosistema asociado a la fijación del suelo, se calculó usando el mapa de productividad primaria neta anual (PPNA) entre los años 2000-2009 ($\text{g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$) en base a la metodología e información a escala global informada por Zhao y Running (2010). En un proyecto SIG, a partir de una máscara se recortó el área de estudio obteniéndose el mapa final (90x90 m) indicador de PPNA para la provincia de Santa Cruz.

5.2.2.4 Hábitat natural

Un tercer mapa indicador de la regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas del ecosistema asociado a la calidad del hábitat natural, se obtuvo a partir del inverso del mapa de índice de huella humana (IHH) calculado en el Capítulo 4 de esta tesis. En un proyecto SIG, se calculó el valor inverso al mapa de huella humana ($1-\text{IHH}$), obteniéndose el mapa indicador hábitat natural (90x90 m) para la provincia de Santa Cruz.

5.2.3 Servicios ecosistémicos culturales

Se elaboraron cuatro mapas ($n = 4$) indicadores relacionados a los servicios ecosistémicos culturales, tres relacionados a las interacciones físicas e intelectuales con sistemas bióticos, ecosistemas y paisajes y uno a las interacciones espirituales, simbólicas y de otro tipo con sistemas biota, ecosistemas y paisajes. Para la elaboración de estos mapas se trabajó con la metodología propuesta por Martínez Pastur et al. (2016b) para Patagonia basada en Casalegno et al. (2013) y Wood et al. (2013), que utiliza fotos digitales geo-referenciadas de bases de datos en la web (e.g. www.panoramio.com). Martínez Pastur et al. (2016b) evaluó la importancia social y biofísica de los servicios ecosistémicos culturales en diferentes partes de Santa Cruz a través de la cuantificación de imágenes digitales que la gente local y los visitantes publicaron (Figura 5.2.3-1).

Para esta tesis, mediante los resultados obtenido por Martínez Pastur et al. (2016b) se aplicó la herramienta kernel density, que permite calcular la densidad de puntos de alrededor de cada celda de un ráster, considerando el valor más alto en la ubicación del punto y disminuye a medida que aumenta la distancia hacia otro punto. Además, esta herramienta permite determinar un peso para cada punto (ej. número de fotos), lo que determina la cantidad de veces que se va a contar el punto. Los cuatro mapas se obtuvieron a partir del: (i) mapa indicador de valores estéticos (VE) relacionado a las características de los sistemas vivos que permiten

experiencias estéticas, (ii) mapa indicador de valores de existencia (VEX) relacionado a las características de los sistemas vivos que tienen un valor de existencia para la sociedad, (iii) mapa indicador de valores de identidad local (VIL) relacionado a características de los sistemas vivos que son resonantes en términos de cultura o patrimonio y el mapa indicador de valores de recreación (VR) que relaciona elementos de la naturaleza utilizados para el entretenimiento.

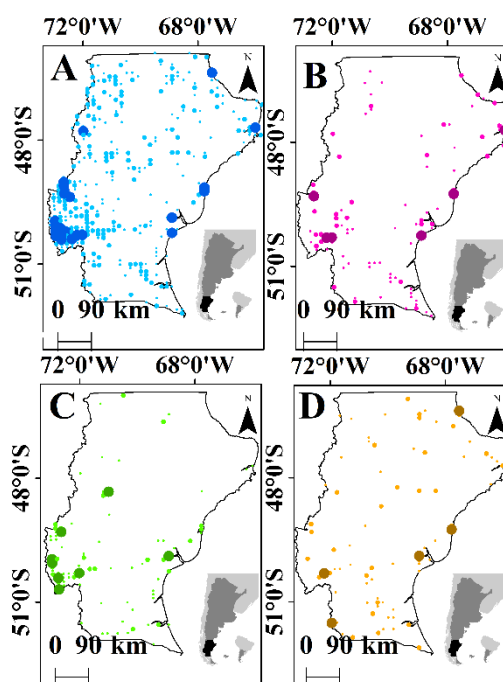


Figura 5.2.3-1 Mapa de puntos clasificado según el número de fotos para cada punto muestreado, modificado de Martínez Pastur et al. (2016b). (A) valor estético, (B) valor de existencia, (C) valor de identidad local, (D) valor de recreación. Los puntos pequeños representan 1-25 fotos. ventana⁻¹ para A, 1-10 fotos. ventana⁻¹ para B, y 1-5 fotos. ventana⁻¹ para C y D; los puntos medianos representan 26-50 fotos. ventana⁻¹ para A, 11-25 fotos. ventana⁻¹ para B, y 6-20 fotos. ventana⁻¹ para C y D; y los puntos grandes representan >50 fotos. ventana⁻¹ para A, >25 fotos. ventana⁻¹ para B, y >20 fotos. ventana⁻¹ para C y D.

5.2.4 Análisis de los mapas de servicios ecosistémicos

Se analizaron los servicios ecosistémicos a partir del proceso de agrupamiento hexagonal propuesta en el Capítulo 3 de esta tesis y se realizaron comparaciones entre los valores medios de cada indicador (ANDEVAs) considerando: (i) las diferentes áreas ecológicas (Figura 2.3-1, Capítulo 2) (Oliva et al. 2004), (ii) su representatividad dentro de la red de áreas protegidas (Figura 2.5-1, Capítulo 2), y (iii) la influencia paisaje forestal (Figura 2.6-1, Capítulo 2). Seguidamente se analizaron las diferentes asociaciones entre los servicios ecosistémicos a partir del análisis de los componentes principales (PCA), para esto, se re-escalaron de 0 a 1 todos los mapas indicadores ($n = 14$) y se combinaron en los grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales).

5.3 Resultados

5.3.1. Servicios ecosistémicos de provisión

5.3.1.1 Probabilidad de presencia de oveja en ambientes abiertos

El indicador PPO en ambientes abiertos varió de 0,10 a 1,00 (probabilidad de presencia de oveja.km⁻²) en la provincia de Santa Cruz (Figura 5.3.1.1-1) y tuvo un promedio provincial de 0,41, donde la mayor superficie (25%) tuvo un valor entre 0,20 a 0,40 y la menor superficie (13%) entre 0,80 a 1,00.

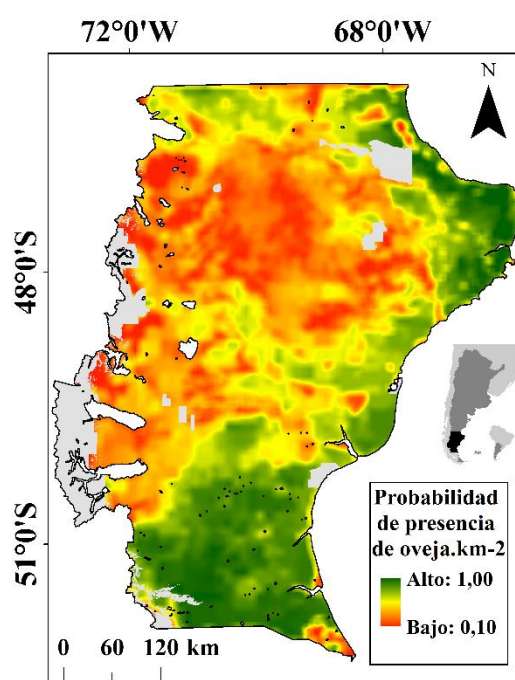


Figura 5.3.1.1-1 Mapa del indicador probabilidad de presencia de oveja relacionado a servicios ecosistémicos de provisión para la provincia de Santa Cruz. En gris se representa los bosques nativos y áreas protegidas (indicador=0).

El indicador presentó una disminución de sus valores hacia el noroeste y centro de la provincia, donde predominan las estepas gramíneas del área ecológica Pastizal Subandino y los arbustos bajos del Distrito Central Patagónico (ver Capítulo 2). También se observó un aumento del indicador desde el sureste donde dominan los arbustos altos de la Región del Golfo y la zona costera del Distrito Central Patagónico, y hacia el sur donde predominan los arbustales del Matorral de Mata Negra y coironales de la Estepa Magallánica.

5.3.1.2 Índice de potencial silvopastoril en bosques de ñire

El mapa indicador IPS para los bosque de ñire fluctuó de 1,0 (<500 kg MS.ha⁻¹ y <100 m³.ha⁻¹) a 3,7 (>2500 kg MS.ha⁻¹ y 150-200 m³.ha⁻¹) (Figura 5.3.1.2-1), presentando los bosques categorizados en rojo y las áreas protegidas valores de 0,0 (Tabla 5.3.1.2-1).

Tabla 5.3.1.2-1 Valores del indicador índice de potencial silvopastoril (IPS).

IPS	Interpretación
0,0	Bosques categorizados en rojo y áreas protegidas
1,0	BIO <500; VOL <100
1,3	BIO <500; VOL 100-150
1,6	BIO <500; VOL 150-200
1,7	BIO <500; VOL >200
1,9	BIO 500-1500; VOL <100
2,0	BIO 500-1500; VOL 100-150
2,3	BIO 500-1500; VOL 150-200
2,4	BIO 1500-2500; VOL <100
2,7	BIO 1500-2500; VOL 100-150
3,7	BIO >2500; VOL 150-200

El indicador presentó un valor promedio para el paisaje forestal de 0,01, donde la mayor superficie se encontró en los bosques de ñire (56%).

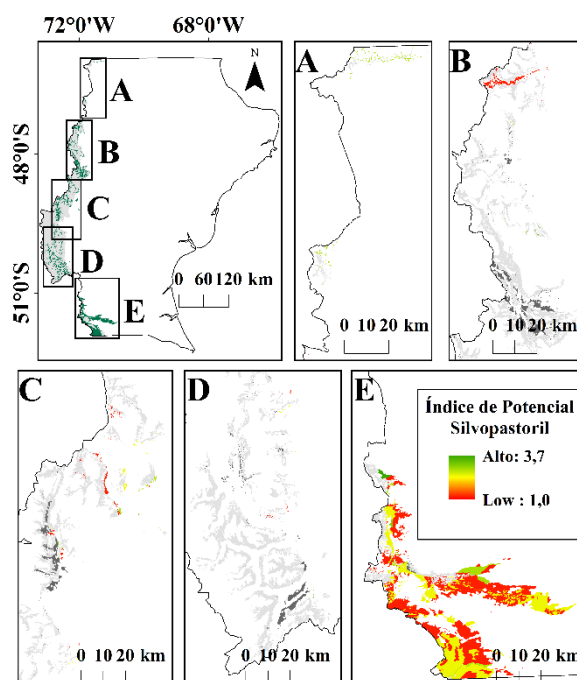


Figura 5.3.1.2-1 Mapa del indicador potencial silvopastoril en los bosques de ñire relacionado a servicios ecosistémicos de provisión para la provincia de Santa Cruz. Gris = bosques categorizados en rojo y áreas protegidas (indicador = 0,0) y gris claro = otros bosques de *Nothofagus*. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike.

Hacia el norte de la provincia los bosques de ñire presentan valores medio del indicador (Figura 5.3.1.2-1A), mientras que hacia la zona de Río Chico y Lago Argentino Norte, el PS presentó valores medio a bajos en bosques cercanos a la estepa (Figura 5.3.1.2-1B y C). En el área del Lago Argentino Sur (Figura 5.3.1.2-1D), los bosques de ñire presentaron valores bajos, y se encuentran principalmente en la zona ecotonal con el Pastizal Subandino. Finalmente, la zona de Güer Aike (Figura 5.3.1.2-1E) presentó hacia el norte los valores más altos del indicador así como la zona ecotonal con la estepa, mientras que hacia el sur los valores fueron intermedios a bajos.

5.3.1.3 Volumen total sin corteza para los bosques de lenga y mixtos siempreverde

El modelado del indicador VTSC para los bosques de lenga y mixtos siempreverde, mostró los siguientes índices de correlación entre las variables independientes: las variables climáticas presentaron índices de correlación entre 0,01 y 1,00, las variables de paisaje presentaron un índice de correlación de 0,50 entre el NDVI y la PPN y las variables de topografía presentaron un índice de correlación de 0,23 entre ELE y PEN (Anexo 5.3). La mayoría de las variables estaban altamente correlacionadas con el VTSC utilizando el índice de correlación de Pearson (Tabla 5.3.1.3-1), donde la estacionalidad de la precipitación (EP) presentó la mayor correlación (-0,39, $p < 0,05$).

Tabla 5.3.1.3-1 Índices de correlación de Pearson de las variables analizadas para en el modelo de volumen total sin corteza (VTSC). Significado de las variables en Tabla 3.2.1-2, Capítulo 3.

Categoría	Variables	VTSC	
		Correlación	p-valor
Climáticas	TMA	0,06	0,45
	RMD	-0,20	<0,05
	ISO	0,20	<0,05
	ET	-0,36	<0,05
	MAXMC	-0,09	0,27
	MINMF	0,13	0,11
	RTA	-0,30	<0,05
	TMTH	0,21	<0,05
	TMTS	-0,30	<0,05
	TMTC	-0,03	0,75
	TMTF	0,12	0,14
	PA	0,29	<0,05
	PMH	0,25	<0,05
	PMS	0,32	<0,05
	EP	-0,39	<0,05
	PTH	0,26	<0,05
	PTS	0,31	<0,05
	PTC	0,31	<0,05
	PTF	0,26	<0,05
	EVGA	-0,19	<0,05
	IAG	0,29	<0,05
Topográficas	ELE	-0,33	<0,05
	PEN	0,03	0,74
Paisaje	NDVI	0,21	0,05
	PPN	0,25	0,05

El modelado del VTSC seleccionó a partir del análisis de correlación Pearson, las siguientes variables: la precipitación del mes más húmedo (PMH) y la del mes más seco (PMS), elevación (ELE) y productividad primaria neta anual (PPNA), siendo estas tres variables las que presentaron la más alta correlación con VTSC.

El modelo resultante fue:

$$\text{VTSC} = -2,36926 \cdot \text{PMH} + 4,19485 \cdot \text{PMS} - 0,00273587 \cdot \text{ELE} + 0,107476 \cdot \text{PPNA}$$

R-cuadrada = 42,35%

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 41,14%

Error estándar del estimador = 60,87

Error absoluto medio = 38,00

Estadístico Durbin-Watson = 1,63

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,17

La evaluación del modelo a partir de la autovalidación mostró que los valores de VTSC observados y VTSC modelado aumentaron con las variables climáticas (PMH y PMS), mientras que para la variable topográfica dichos valores disminuyeron al aumentar la elevación. Finalmente, para la variable de paisaje los valores de VTSC aumentaron con la PPNA. El modelo presentó un Error medio de 0,25, donde en la variable elevación se observó la peor estimación (13,85 y -10,36), mientras que con las variables climáticas presentó la mejor estimación (-0,09 y -0,90) (Tabla 5.3.1.3-2).

Tabla 5.3.1.3-2 Autovalidación del modelo de volumen total sin corteza (VTSC) ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) usando variables independientes en la provincia de Santa Cruz. PMH = precipitación del mes más húmedo ($\text{mm} \cdot \text{año}^{-1}$), PMS = precipitación del mes más seco ($\text{mm} \cdot \text{año}^{-1}$), ELE = elevación (m.s.n.m), PPNA = productividad primaria neta anual ($\text{grC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$).

Variables	N	VTSC ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	Modelo ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	Error medio	Error absoluto
PMH					
<52	49	27,38	25,64	1,74	25,71
52-87	50	30,80	31,70	-0,90	24,91
>87	48	65,32	65,41	-0,09	60,63
PMS					
<27	51	21,05	22,89	-1,84	23,89
27-48	49	33,53	31,50	2,04	23,54
>48	47	70,21	69,58	0,64	64,76
ELE					
<598	50	68,69	54,85	13,85	53,56
598-825	49	32,18	42,54	-10,36	34,00
>825	48	20,95	24,05	-3,09	22,32
PPNA					
<332	49	16,40	20,49	-4,09	21,95
332-448	50	44,78	40,16	4,62	39,54
>448	48	61,97	61,86	0,11	49,22
Total	147	40,93	40,69	0,25	36,84

El VTSC promedio provincial se correspondió con un valor de 0,06, donde 45.925 ha de bosques de lenga y mixtos siempreverde presentaron valores de VTSC entre 0,01 y 95,05 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, mientras que 175.415 ha correspondieron a bosques categorizados en rojo y dentro de áreas protegidas donde en la actualidad no se realiza la actividad maderera (Figura 5.3.1.3-1).

Hacia el norte de la provincia (Lago Buenos Aires) los bosques no presentaron valores del indicador (Figura 5.3.1.3-1A), mientras que hacia la zona de Río Chico y Lago Argentino Norte, los bosques presentaron valores medios a bajos (Figura 5.3.1.3-1B y C) con grandes áreas del bosque categorizados en color rojo o dentro de áreas protegidas (gris oscuro). En el área del Lago Argentino Sur y Güer Aike (Figura 5.3.1.3-1D y E) los bosques presentaron valores medios a altos, principalmente en las zonas de ecotono con la estepa.

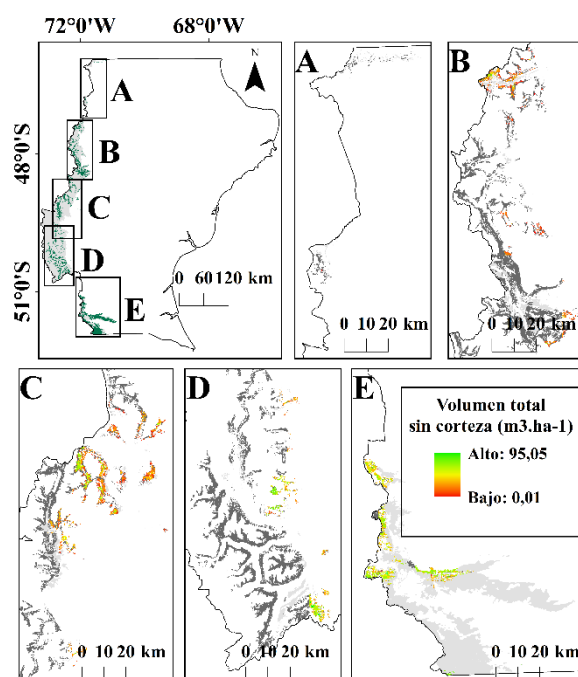


Figura 5.3.1.3-1 Mapa del indicador del servicio ecosistémico de provisión relacionado al material-fibra para la provincia de Santa Cruz. Gris = bosques categorizados en rojo y áreas protegidas (indicador = 0,0) y gris claro = otros bosques de *Nothofagus*. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike.

5.3.1.4 Densidad de pozos petroleros

A través de la provincia de Santa Cruz, el indicador densidad de pozos petroleros (DPP) presentó un valor promedio provincial de 0,09, el indicador fluctuó de 0,0 (sin pozos petrolíferos) a 8,4 pozos. m^{-2} donde se encuentra la máxima densidad (Figura 5.3.1.4-1).

Los máximos valores de DPP se encontraron hacia el noreste de la provincia en la zona de la cuenca del Golfo San Jorge, y hacia el sureste principalmente en cercanías a Río Gallegos, extendiéndose hacia la zona de matorrales (Figura 5.3.1.4-1).

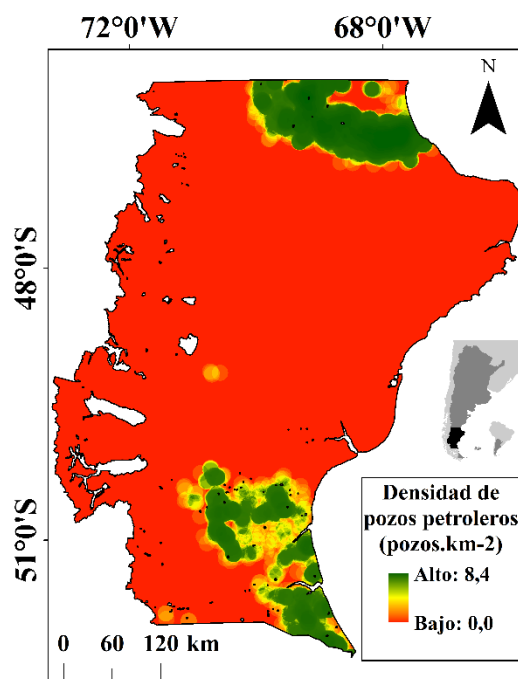


Figura 5.3.1.4 -1 Mapa del indicador del servicio ecosistémico de provisión producción petrolera para la provincia de Santa Cruz.

5.3.2 Servicios ecosistémicos de regulación y soporte

5.3.2.1 Stock de carbono orgánico, fosforo total y nitrógeno total en el suelo

Para los modelos de contenido de carbono orgánico (COS) y fosforo total (FTS) en el suelo (0-30 cm), las variables independientes climáticas mostraron índices de correlación entre 0,08 y 0,99.

Algunas variables climáticas estuvieron muy influenciadas por las variables del paisaje (por ejemplo, la precipitación del trimestre más cálido se correlacionó fuertemente con el índice NDVI). Las variables de paisaje presentaron un índice de correlación entre 0,02 y 0,88 y las variables de topografía presentaron un índice de correlación entre -0,01 y -0,51 (Anexo 5.2).

La mayoría de las variables estuvieron altamente correlacionadas con el stock de COS utilizando el índice de correlación de Pearson (Tabla 5.3.2.1-1), donde el NDVI (0,60, $p < 0,05$) fue el más correlacionado. La regresión múltiple por pasos seleccionó tres variables para el modelado de COS: isothermalidad (ISO%) definida como la variabilidad de la temperatura (razón del rango diario promedio respecto al rango anual), estacionalidad de la precipitación (EP%) definida como la desviación estándar de la precipitación semanal estimada expresada como un porcentaje de la media de esas estimaciones y el NDVI. Estas tres variables presentaron la más alta correlación con el contenido de COS y la más baja correlación entre ellas (ISO _ EP = -0,56, $p < 0,05$; ISO _ NDVI = 0,38, $p < 0,05$; EP _ NDVI = -0,47, $p < 0,05$) (Anexo 5.2).

El modelo resultante fue:

$$\text{COS (kg.m}^{-2}\text{)} = 0,116445 \cdot \text{ISO} - 0,103255 \cdot \text{EP} + 12,0383 \cdot \text{NDVI}$$

R-cuadrada = 76,78%

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 76,45%

Error estándar del estimador = 4,08

Error absoluto medio = 2,72

Estadístico Durbin-Watson = 1,72

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,13

Tabla 5.3.2.1-1 Valores de correlación de Pearson para las variables usadas en el modelado del contenido de carbono orgánico (COS), fósforo total (FTS) y nitrógeno total (NTS) en el suelo (0-30 cm) para la provincia de Santa Cruz. Significado de las siglas de las variables se presentaron en Tabla 3.2.1-2, Capítulo 3.

Categorías	Código	COS		FTS		NTS	
		Correlación	p-valor	Correlación	p-valor	Correlación	p-valor
Climáticas	TMA	-0,40	<0,05	0,23	<0,05	-0,44	<0,05
	RDM	-0,32	<0,05	0,13	0,13	-0,35	<0,05
	ISO	0,35	<0,05	-0,10	0,25	0,20	<0,05
	ET	-0,51	<0,05	0,21	<0,05	-0,46	<0,05
	MAXMC	-0,44	<0,05	0,21	<0,05	-0,50	<0,05
	MINMF	-0,27	<0,05	0,18	<0,05	-0,30	<0,05
	RTA	-0,44	<0,05	0,15	0,07	-0,40	<0,05
	TMTH	-0,10	0,25	0,09	0,26	-0,20	<0,05
	TMTS	-0,42	<0,05	0,12	0,15	-0,30	<0,05
	TMTC	-0,44	<0,05	0,23	<0,05	-0,50	<0,05
	TMTF	-0,30	<0,05	0,20	<0,05	-0,34	<0,05
	PA	0,48	<0,05	-0,08	0,33	0,63	<0,05
	PMH	0,41	<0,05	-0,05	0,54	0,62	<0,05
	PMS	0,54	<0,05	-0,10	0,21	0,65	<0,05
	EP	-0,42	<0,05	0,19	<0,05	-0,24	<0,05
	PTH	0,42	<0,05	-0,05	0,52	0,62	<0,05
	PTS	0,52	<0,05	-0,11	0,19	0,63	<0,05
	PTC	0,56	<0,05	-0,10	0,23	0,63	<0,05
	PTF	0,39	<0,05	-0,03	0,68	0,60	<0,05
	EVGA	-0,50	<0,05	0,22	<0,05	-0,48	<0,05
	GAI	0,51	<0,05	-0,11	0,20	0,66	<0,05
Topográficas	ELE	-0,06	0,50	-0,14	0,10	0,35	<0,05
	PEN	0,24	0,05	-0,01	0,94	0,48	<0,05
Paisaje	NDVI	0,60	<0,05	-0,19	<0,05	0,81	<0,05
	PPN	0,53	<0,05	-0,16	<0,05	0,70	<0,05

Por otra parte, pocas variables estuvieron altamente correlacionadas con el contenido de FTS utilizando el índice de correlación de Pearson (Tabla 5.3.2.1-1), donde la temperatura media anual (TMA) (0,23, $p < 0,05$) fue la variable mejor correlacionada. La regresión múltiple por pasos seleccionó tres variables para el modelado de FTS: temperatura media del trimestre más frío (TMTF), índice de aridez global (IAG) y elevación (ELE).

Estas tres variables presentan bajas correlaciones entre ellas (TMTF _ IA=-0,38, $p<0,05$; TMTF _ ELE=-0,51, $p<0,05$; IAG _ ELE=0,22, $p<0,05$) (Anexo 5.2).

El modelo resultante fue:

$$FTS (g.m^{-2}) = 2,21392 * TMTF + 5,83239 * IAG + 0,0114623 * ELE$$

R-cuadrada = 77,12%

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 76,76%

Error estándar del estimador = 6,44

Error absoluto medio = 5,00

Estadístico Durbin-Watson = 0,57

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,70

Finalmente, para el modelo del nitrógeno total en el suelo (NTS), las variables climáticas presentaron índices de correlación entre 0,02 y 0,99. Las variables de paisaje presentaron un índice de correlación entre 0,11 y 0,87 y las variables de topografía presentaron un índice de correlación de 0,11 y 0,72 (Anexo 5.3). El modelado de NTS seleccionó a partir del análisis de correlación Pearson, las siguientes variables: la isothermalidad (ISO), elevación (ELE) y NDVI. Estas tres variables presentaron la más alta correlación con el contenido de NTS y la más baja correlación entre ellas (ISO _ ELE= -0,06, $p=0,36$; ISO _ NDVI = 0,21, $p<0,05$; ELE _ NDVI = -0,30, $p<0,05$).

El modelo resultante fue:

$$NTS (kg.m^{-2}) = 1,60441 * NDVI + 0,00020097 * ELE + 0,00133804 * ISO$$

R-cuadrada = 88,51%

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,41%

Error estándar del estimador = 0,33

Error absoluto medio = 0,24

Estadístico Durbin-Watson = 1,45

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,26

La evaluación del modelo de COS a partir de la autovalidación mostró que los valores observados y modelados aumentaron con la isothermalidad (ISO) y NDVI, mientras que disminuyeron con la estacionalidad de la precipitación (EP). El modelo presentó un Error medio de -0,01 (las variables presentaron valores entre -0,39 a 0,41) y un Error absoluto de 2,72 donde la peor estimación se observó con la variables de paisaje (3,88) (Tabla 5.3.2.1-2).

Tabla 5.3.2.1-2 Autovalidación del modelo del contenido de carbono orgánico en el suelo (COS) (kg.m^{-2}) usando variables independientes en la provincia de Santa Cruz. ISO = isothermalidad (%), EP = estacionalidad de la precipitación (%), NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada.

Variables	N	COS	COS Modelo	Error medio	Error absoluto
ISO					
<46	50	4,34	4,73	-0,39	1,89
46-47	48	6,30	6,24	0,06	2,44
>47	47	9,35	9,01	0,33	3,88
EP					
<22	46	9,73	9,77	-0,04	3,61
22-27	46	6,24	6,17	0,07	3,16
>27	53	4,23	4,27	-0,04	1,56
NDVI					
<0,18	44	3,87	3,92	-0,05	1,63
0,18-0,30	50	5,79	5,38	0,41	2,49
>0,30	51	9,78	10,16	-0,38	3,88
Total	145	6,61	6,62	-0,01	2,72

Por otra parte, la evaluación del modelo de FTS a partir de la autovalidación mostró que los valores observados y modelados aumentaron con las temperaturas medias del trimestre más frío (TMTF) y la elevación (ELE), mientras disminuyeron con la aridez (IAG). El modelo presentó un Error medio de 0,05 (las variables presentaron valores entre -0,67 a 1,94) y un Error absoluto de 4,99 donde la peor estimación se observó con la variables topográfica (6,17) (Tabla 5.3.2.1-3).

Tabla 5.3.2.1-3 Autovalidación del modelo de fósforo total en el suelo (FTS) (g.m^{-2}) usando variables independientes en la provincia de Santa Cruz. TMTF = temperatura media del trimestre más frío ($^{\circ}\text{C}$), IAG = índice de aridez global y ELE = elevación (m.s.n.m).

Variables	N	FTS	FTS Modelo	Error medio	Error absoluto
TMTF					
<1,10	42	11,16	9,22	1,94	6,10
1,10-2,40	39	9,53	9,19	0,34	4,70
>2,40	49	13,56	14,16	-0,60	4,27
IAG					
<0,22	43	13,41	12,84	0,57	3,82
0,22-0,30	42	11,43	9,74	1,69	5,33
>0,30	45	9,96	10,63	-0,67	5,79
ELE					
<193	43	10,51	9,04	1,47	3,82
193-454	44	11,07	10,97	0,10	4,98
>454	43	13,16	13,21	-0,05	6,17
Total	130	11,58	11,07	0,50	4,99

Finalmente, la evaluación del modelo de NTS a partir de la autovalidación mostró que los valores observados y modelados aumentaron con el NDVI, la elevación (ELE) y la isothermalidad (ISO). El modelo presentó un Error medio de 0,00 (las variables presentaron valores entre -0,06 a 0,02) y un Error absoluto de 0,24 donde la peor estimación se observó con la variables de paisaje (0,32) (Tabla 5.3.2.1-4).

Tabla 5.3.2.1-4 Autovalidación del modelo de nitrógeno total en el suelo (NTS) (kg.m^{-2}) usando variables independientes en la provincia de Santa Cruz. NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada, ELE = elevación (m.s.n.m) y ISO = isotermalidad (%).

Variables	N	NTS	NTS Modelo	Error medio	Error absoluto
NDVI					
<0,21	76	0,38	0,38	0,00	0,13
0,21-0,52	75	0,64	0,64	0,00	0,27
>0,52	76	1,35	1,34	0,01	0,32
ELE					
<237	75	0,62	0,58	0,04	0,23
237-479	75	0,71	0,76	-0,06	0,21
>476	77	1,03	1,02	0,02	0,28
ISO					
<46	74	0,65	0,63	0,02	0,21
46-47	87	0,78	0,79	-0,02	0,25
>47	66	0,95	0,95	0,00	0,27
Total	227	0,79	0,79	0,00	0,24

Los mapas indicadores presentaron cambios en el paisaje (Figura 5.3.2.1-1). El mapa del indicador COS (Figura 5.3.2.1-1A) varió de 0,08 a 16,24, presentando un valor promedio provincial de 5,20, donde la mayor superficie (51%) tuvo un valor menor a 5,00, seguido por un 42% de la superficie con valores entre 5,00 a 10,00. El indicador mostró una disminución hacia el noreste y centro de la provincia de Santa Cruz donde predominan los pastizales, y un aumento hacia el oeste y sur y donde dominan los bosques y matorrales.

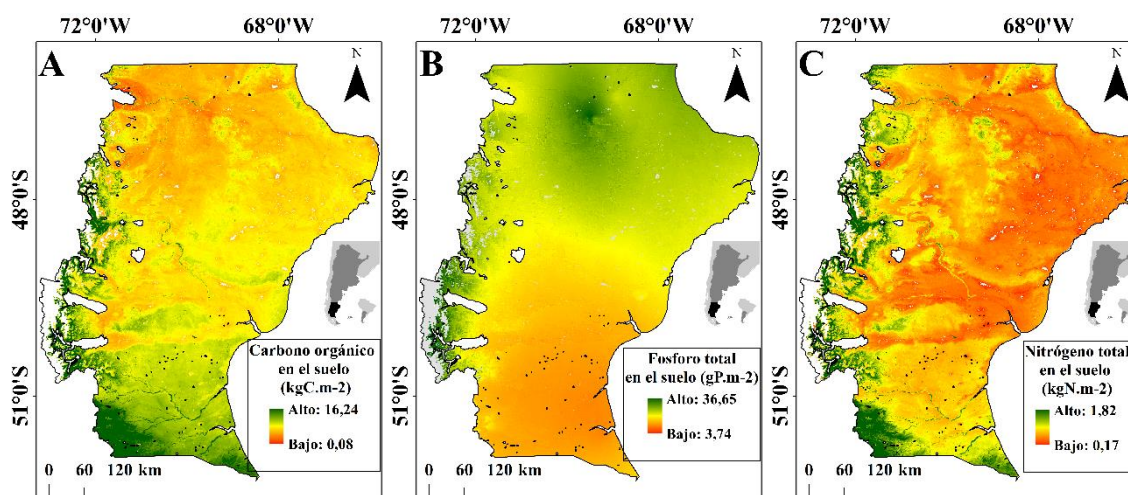


Figura 5.3.2.1-1 Mapas indicadores de carbono orgánico (A), fósforo total (B) y nitrógeno total (C) en el suelo relacionado a servicios ecosistémicos de regulación y soporte para la provincia de Santa Cruz. En gris se representa al suelo desnudo, rocas, hielo y agua (indicador=0,0).

El mapa del indicador FTS (Figura 5.3.2.1-1B) fluctuó de 3,74 a 36,65, presentando un valor promedio provincial de 10,75, donde la mayor superficie (53%) tuvo un valores entre 10,00 a 15,00, seguido por un 35% de la superficie con valores entre 5,00 a 10,00. El indicador presentó una disminución hacia el sureste de la

provincia de Santa Cruz, donde predominan los matorrales y estepas magallánicas, y un aumento hacia el oeste donde dominan los bosques y hacia el norte donde dominan las estepas de arbustos bajos.

El mapa del indicador NTS (Figura 5.3.2.1-1C) presentó un valor promedio provincial de 0,47, donde la mayor superficie (64%) tuvo un valor $<0,50$, seguido por un 29% de la superficie con valores entre 0,50 a 1,00. El indicador varió de 0,17 a 1,82, mostrando una disminución hacia el noreste y centro de la provincia de Santa Cruz, donde predominan los pastizales y un aumento hacia el oeste y suroeste donde dominan los bosques y la Estepa Magallánica Húmeda.

5.3.2.2 Heterocigidad esperada en los bosques de *Nothofagus*

Se elaboraron dos modelos predictivos de la heterocigidad esperada (He) para los bosques de *Nothofagus*, considerando las poblaciones de bosques de lenga y ñire. Para los bosques mixtos siempreverde se utilizó el mismo modelo de los bosques de lenga. Las variables climáticas independientes mostraron índices de correlación entre -0,70 a 1,00 (Anexo 5.4). La mayoría de las variables estuvieron altamente correlacionadas con la He de los bosques de *Nothofagus* utilizando el índice de correlación de Pearson (Tabla 5.3.2.2-1), donde las temperaturas del trimestre más seco y cálido (TMTS y TMTC) presentaron la mayor correlación (0,31, $p < 0,05$) junto con la precipitación del trimestre más seco (PTS) (0,32, $p < 0,05$).

Tabla 5.3.2.2-1 Valores de correlación de Pearson para las variables usadas en el modelado de la heterocigidad esperada (He) en bosques de *Nothofagus* para la provincia de Santa Cruz. Significado de las variables en Tabla 3.2.1-2, Capítulo 3.

Categorías	Código	He	
		Correlación	p-valor
Climáticas	TMA	0,25	$<0,05$
	RDM	0,07	0,59
	ISO	-0,21	0,07
	ET	0,25	$<0,05$
	MAXMC	0,22	0,07
	MINMF	0,14	0,26
	RTA	0,17	0,16
	TMTH	-0,12	0,31
	TMTS	0,32	$<0,05$
	TMTC	0,32	$<0,05$
	TMTF	0,19	0,11
	PA	0,23	0,05
	PMH	0,20	0,11
	PMS	0,30	$<0,05$
	EP	0,09	0,50
	PTH	0,18	0,14
	PTS	0,32	$<0,05$
	PTC	0,22	0,07
	PTF	0,20	0,13
	EVGA	0,16	0,20
	GAI	0,24	$<0,05$

La regresión múltiple por pasos seleccionó para el modelo de la heterocigosidad esperada en bosques de lenga, las siguientes variables: temperatura media del trimestre más cálido (TMTC) y la precipitación del mes más seco (PMS), índice de aridez global (IAG). Estas tres variables presentaron una alta correlación con la diversidad genética (He) y la más baja correlación entre ellas (TMTC _PMS=0,30, $p<0,05$; TMTC _ IAG=0,46, $p<0,05$; PMS _ IAG=0,90, $p<0,05$).

El modelo resultante fue:

$$He_{lenga} = 0,00599852*TMTC + 0,00484421*PMS - 0,142273*IAG$$

R-cuadrada = 76,37%

R-cuadrado (ajustado para g,l,) = 75,03%

Error estándar del estimador = 0,04

Error absoluto medio = 0,03

Estadístico Durbin-Watson = 1,57

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,22

Por otra parte, el modelado de la heterocigosidad esperada para los bosques de ñire seleccionó a partir del análisis de correlación Pearson, las siguientes variables: estacionalidad de la temperatura (ET) y la estacionalidad de la precipitación (EP). Estas dos variables presentaron una alta correlación con He y la más baja correlación entre ellas (ET _ EP=0,73, $p<0,05$).

El modelo resultante fue:

$$He_{ñire} = 0,0634439*ET - 0,00167278*EP$$

R-cuadrada = 93,25%

R-cuadrado (ajustado para g,l,) = 92,99%

Error estándar del estimador = 0,05

Error absoluto medio = 0,04

Estadístico Durbin-Watson = 1,61

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,19

La evaluación del modelo a partir de la autovalidación mostró que los valores de He y el modelado para los bosques de lenga fueron mayores en temperaturas medias (TMTC), mientras que aumentaron con las precipitaciones (PMS). Finalmente, para la variable del índice de aridez global (IAG) la heterocigosidad esperada y modelada fue mayor para los valores extremos de IAG (ej. ambientes áridos o ambientes húmedos), presentando los valores más bajos cuando IAG presenta valores medios. El modelo presentó un Error medio de 0,00 (todas las variables presentaron valores entre -0,02 a 0,02) y un Error absoluto de 0,03 donde la peor estimación se observó con la variables de temperatura (0,06) (Tabla 5.3.2.2-2).

Tabla 5.3.2.2-2 Autovalidación del modelo de heterocigosidad esperada para los bosques de lenga (He_{lenga}) usando variables independientes en la provincia de Santa Cruz, TMTC = temperatura media del trimestre más cálido ($^{\circ}C$), PMS = precipitación del mes más seco ($mm.a\tilde{n}o^{-1}$) e IAG = índice de aridez global.

Variables	N	He_{lenga}	He_{lenga} Modelo	Error medio	Error absoluto
TMTC					
<9,30	13	0,05	0,06	-0,02	0,02
9,30-11,35	12	0,09	0,08	0,01	0,06
>11,35	13	0,07	0,07	0,00	0,02
PMS					
<23	13	0,07	0,05	0,02	0,03
23-30	15	0,04	0,06	-0,02	0,03
>30	10	0,11	0,10	0,01	0,04
IAG					
<0,75	11	0,07	0,07	0,00	0,05
0,75-0,95	13	0,04	0,06	-0,02	0,02
>0,95	14	0,09	0,08	0,01	0,03
Total	38	0,07	0,07	0,00	0,03

Por otra parte, la evaluación del modelo a partir de la autovalidación mostró que los valores observados de He y el modelado para los bosques de ñire fueron mayores al aumentar la estacionalidad de la temperatura y disminuyeron al aumentar la estacionalidad de la precipitación. El modelo presentó un Error medio de 0,00, (todas las variables presentaron valores entre -0,01 a 0,01) y un Error absoluto de 0,04 donde la peor estimación se observó con la variables de temperatura (0,05) (Tabla 5.3.2.2-3).

Tabla 5.3.2.2-3 Autovalidación del modelo de heterocigosidad esperada para los bosques de ñire ($He_{\tilde{n}ire}$) usando variables independientes en la provincia de Santa Cruz, ET = estacionalidad de la temperatura ($^{\circ}C$), EP = estacionalidad de la precipitación (%).

Variables	N	$He_{\tilde{n}ire}$	$He_{\tilde{n}ire}$ Modelo	Error medio	Error absoluto
ET					
<3,93	9	0,16	0,17	-0,01	0,04
3,93-4,04	9	0,17	0,16	0,00	0,03
>4,04	10	0,18	0,17	0,01	0,05
EP					
<40	9	0,17	0,18	-0,01	0,04
40-56	10	0,17	0,17	0,00	0,04
>56	9	0,17	0,15	0,01	0,04
Total	28	0,17	0,17	0,00	0,04

El mapa obtenido para los bosques de lenga presentó valores de He de 0,03 a 0,21 (Anexo 5.5). Hacia el norte de la provincia (Lago Buenos Aires) los bosques presentan valores bajos de He (Anexo 5.5A), seguido

por la zona de Río Chico y Güer Aike donde se observaron valores medios a bajo (Anexo 5.5B y E). La zona del Lago Argentino Norte y Sur presentaron valores medios a alto de He (Anexo 5.5C y D), encontrándose los valores más altos cerca de los glaciares.

Mientras que, el mapa para los bosques mixtos siempreverde a partir del modelo de los bosques de lenga presentó valores de He de 0,05 a 0,21 (Anexo 5.6), donde los valores más altos se encuentran en la zona de Lago Argentino Sur cerca de los glaciares (Anexo 5.6D), mientras que la He disminuyó hacia los extremos norte y sur de la provincia.

Finalmente, el mapa para los bosques de ñire (Anexo 5.7) mostró valores de He de 0,18 a 0,23 (Anexo 5.7). Hacia el norte de la provincia (Lago Buenos Aires) los bosques presentaron valores bajos (Anexo 5.7A), seguido por la zona de Lago Argentino Norte donde se observaron valores medios a bajo (Anexo 5.7C). Mientras que, las zonas de Río Chico, Lago Argentino Sur y Güer Aike presentaron valores medios a alto de He, encontrándose los valores más altos en bosques de ñire en contacto con bosques de lenga (Anexo 5.7B) y con la estepa (Anexo 5.7D y E).

Finalmente, el indicador He de los bosques de *Nothofagus*, presentó un promedio provincial de 0,01 y un promedio forestal de 0,53 donde la mayor superficie (37%) tuvo un valor de 0,40-0,60, mientras que solo un 8% de la superficie tuvo valores >0,80. La He fluctuó de 0,10 (rojo) a 1,00 (verde), presentando cambios en el indicador a través del paisaje (Figura 5.3.2.2-1).

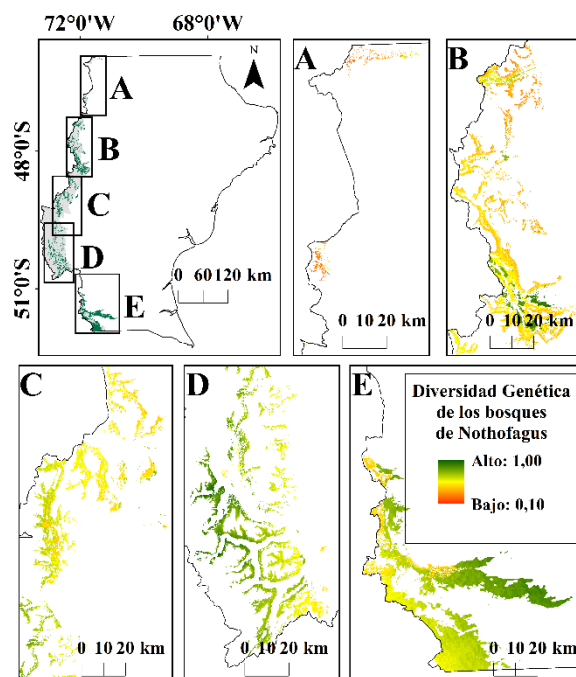


Figura 5.3.2.2-1 Mapa del indicador heterocigosidad esperada de los bosques de *Nothofagus* relacionado a servicios ecosistémicos de regulación y soporte para la provincia de Santa Cruz. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike.

Hacia el extremo norte de la provincia (Lago Buenos Aires) los bosques presentan valores bajos (Figura 6.3.2.2-1A), mientras que hacia el extremo sur (Güer Aike) se observaron valores medios a bajo (Figura 6.3.2.2-1E). La zona de Río Chico, Lago Argentino Norte y Sur presentaron valores medios a altos, encontrándose los valores más altos en zonas ecotonales entre dos tipos forestales (Figura 6.3.2.2-1B y C) y bosques cercanos a los glaciares (Figura 6.3.2.2-1D). Este mapa ya presenta los remplazos de los píxeles no modelados que fueron remplazados por los mínimos y máximos de los umbrales modelados para cada tipo de bosque.

5.3.2.3 Productividad primaria neta anual

A través de la provincia de Santa Cruz, el indicador PPNA fluctuó entre 0,10 a 887,70 y presentó valores promedio de 120,50 donde la mayor superficie (39%) tuvo un valor de 50,00 a 10,00, mientras que sólo un 10% de la superficie tuvo valores mayores a 200.

La máxima productividad se ubicó hacia el oeste donde predominan los bosques de *Nothofagus*, hacia el sur donde dominan las Estepas Magallánicas Húmedas y Secas, y hacia el noreste en la zona costera de la Región del Golfo (Figura 5.3.2.3-1). Hacia el centro de la provincia, la PPNA disminuyó donde se encuentra una baja cobertura vegetal, principalmente con arbustos bajos. Este servicio es nulo en zonas de suelo desnudo, rocas, hielo y cuerpos de agua.

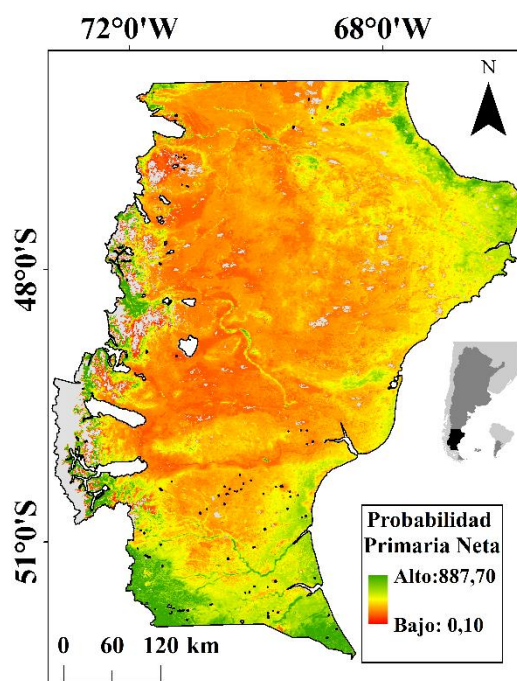


Figura 5.3.2.3-1 Mapa del indicador productividad primaria neta anual relacionado a servicios ecosistémicos de regulación y soporte para la provincia de Santa Cruz. En gris se representa al suelo desnudo, rocas, hielo y agua (indicador = 0,0)

5.3.2.4 Hábitat natural

El indicador presentó valores promedio de 0,76 donde la mayor superficie (53%) tuvo un valor $>0,80$, mientras que solo un 7% de la superficie tuvo valores $<0,20$. El HN varió de 0,00 a 1,00 a través de la provincia de Santa Cruz, presentando los valores más altos hacia el oeste donde se encuentra la Cordillera de los Andes y predominan los pastizales de altura y los bosques de *Nothofagus*. También se observaron valores altos (0,95 a 1,00) hacia el centro de la provincia, donde el hábitat natural se encuentra en un paisaje fraccionado por caminos y asentamientos humanos, con valores bajos de HN (0,00 a 0,36). Hacia el este, se encuentran los menores valores de HN (0,00 a 0,70), presentándose dos áreas con los menores puntuales valores en los extremos norte y sur (Figura 5.3.2.4-1).

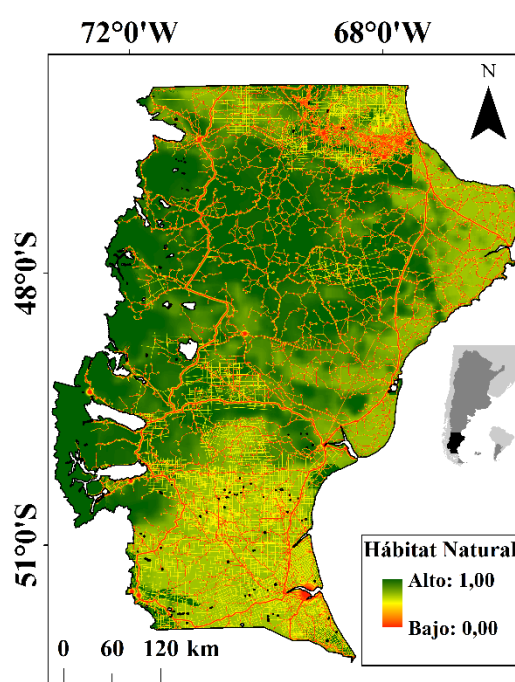


Figura 5.3.2.4-1 Mapa del indicador hábitat natural relacionado a servicios ecosistémicos de regulación y soporte para la provincia de Santa Cruz.

5.3.3 Servicios ecosistémicos culturales

Los indicadores de servicios ecosistémicos culturales variaron (0,00-1,00) a través del paisaje en la provincia de Santa Cruz, siendo mayores en la zona de lagos hacia el oeste. El indicador valores estético (VE) (Figura 5.3.3-1A) fue mayor hacia el oeste disminuyendo hacia el este, presentando valores medios hacia el noroeste, la mayor superficie (82%) presentó valores $<0,20$, mientras que sólo un 3% de la superficie presentó valores $>0,60$. Para el indicador de los valores de existencia (VEX) (Figura 5.3.3-1B), se observaron tres áreas con altos valores de servicios, hacia el oeste en la zona de lagos y dos en los principales puertos de Santa Cruz. En el sureste se ubicaron valores medios cerca de Río Gallegos, donde la mayor superficie (75%) presentó valores

<0,20, seguido por un 17% de la superficie con valores entre 0,20 a 0,40. El indicador de los valores de identidad local (VIL) (Figura 5.3.3-1C), presenta la mayor provisión hacia el oeste relacionado con los lagos y bosques, hacia el centro norte de la provincia cercano a áreas puntuales relacionados a este servicio y hacia el este donde se encuentra las zonas de puertos, la mayor superficie (90%) presentó valores <0,20, mientras que sólo un 2% de la superficie presentó valores >0,60. Finalmente, el indicador de recreación (VR) presentó los valores más altos hacia el sur y noreste, presentando valores medio en el centro de la provincia, donde la mayor superficie (41%) presentó valores <0,20, seguido por un 34% de la superficie con valores entre 0,20 a 0,40 (Figura 5.3.3-1D).

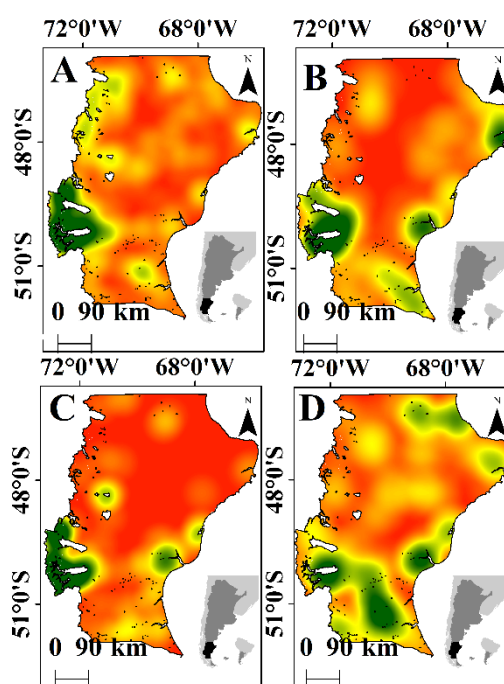


Figura 5.3.3-1 Mapas de los indicadores de servicios ecosistémicos culturales para la provincia de Santa Cruz. Donde, el rojo muestra menores valores del indicador y el verde muestra mayores valores (0,0-1,0). A = valor estético, B = valor de existencia, C = valor de identidad local y D = recreación.

5.3.4 Los servicios ecosistémicos según áreas ecológicas y áreas protegidas

Los ANDEVAs sobre las áreas ecológicas mostraron que los indicadores variaron significativamente ($p < 0,05$) a través del paisaje (Tabla 5.3.4-1). Los indicadores relacionados a los servicios ecosistémicos de provisión que mostraron diferencias significativas fueron el PPO ($F=28,58$; $p < 0,001$) con valores más altos y por encima de la media provincial ($0,41$ probabilidad de presencia de oveja.km⁻²) en las áreas esteparias del sur (EMH y EMS= $0,71$ y MMN= $0,68$ probabilidad de presencia de oveja.km⁻²). Por su parte, las áreas esteparias del norte presentaron valores intermedios y los valores más bajos se encontraron en las áreas ecológicas cordilleranas (PS= $0,21$ y COR= $0,07$ probabilidad de presencia de oveja.km⁻², respectivamente). El indicador IPS de los bosques de ñire ($F=4,41$; $p=0,002$) presentó los valores más altos en COR ($8,32$) seguido por aquellos bosques

insertos en las EMH y EMS (4,09) mientras que los valores más bajos se encontraron en MMN (0,23), PS (0,08) y las áreas esteparias del norte (0,02). El indicador VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverde ($F=9,96$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en COR (0,60 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), mientras que los bosques distribuidos en las otras áreas ecológicas presentaron los valores más bajos, sin diferencias significativas en el valor de indicador. El indicador DPP, presentó la mayor densidad de pozos petroleros (0,12 pozos. km^{-2}) en las áreas esteparias del norte, sin diferencias significativas ($F=0,53$ y $p=0,716$) entre áreas ecológicas.

Tabla 5.3.4-1 Valores medios de ANDEVAs de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos según áreas ecológicas. Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja (probabilidad de presencia de oveja. km^{-2}), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos. km^{-2}), COS = Stock de carbono orgánico en el suelo ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$), FTS = Stock de fósforo total en el suelo ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$), NTS = Stock de Nitrógeno total en el suelo ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$), He = Heterocigosidad esperada (adimensional), PPNA = Productividad primaria neta anual ($\text{gr} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$), HN = Hábitat natural (adimensional), VE = Valor Estético (adimensional), VEX = Valor de Existencia (adimensional), VIL = Valor de Identidad local (adimensional), VR = Valor de Recreación (adimensional), COR = Complejo Andino, EMH = Estepa Magallánica Húmeda, EMS = Estepa Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino.

Servicios Ecosistémicos	TOTAL	Áreas ecológicas					
		COR	EMH-EMS	SMO-DCP-RDG	MMN	PS	
Servicios de Provisión							F(p)
PPO	0,41	0,07 a	0,71 c	0,38 b	0,68 c	0,21 a	28,58 (<0,001)
IPS	0,01	8,32 b	4,09 ab	0,02 a	0,23 a	0,08 a	4,41 (0,002)
VTSC	0,06	0,60 b	0,21 a	0,00 a	0,05 a	0,04 a	9,96 (<0,001)
DPP	0,09	0,00 a	0,03 a	0,12 a	0,03 a	0,00 a	0,53 (0,716)
Servicios de Regulación y Soporte							F(p)
COS	5,20	5,91 b	8,20 c	4,58 a	6,26 b	5,94 b	37,08 (<0,001)
FTS	10,75	8,75 a	6,64 a	11,95 b	6,62 a	11,96 b	32,81 (<0,001)
NTS	0,47	0,62 bc	0,70 c	0,41 a	0,49 ab	0,69 c	27,29 (<0,001)
He	0,01	0,11 c	0,03 b	0,00 a	0,01 ab	0,01 ab	32,99 (<0,001)
PPNA	120,50	141,77 a	213,81 b	109,00 a	131,44 a	111,48 a	14,83 (<0,001)
HN	0,76	0,93 c	0,60 a	0,77 b	0,62 a	0,90 c	31,28 (<0,001)
Servicios Culturales							F(p)
VE	0,14	0,39 b	0,10 a	0,10 a	0,14 a	0,35 b	24,16 (<0,001)
VEX	0,16	0,27 ab	0,24 ab	0,12 a	0,17 ab	0,32 b	5,36 (<0,001)
VIL	0,08	0,32 c	0,11 ab	0,05 a	0,09 ab	0,18 bc	12,09 (<0,001)
VR	0,30	0,30 ab	0,44 b	0,25 a	0,45 b	0,36 ab	6,00 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Todos los indicadores de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte mostraron diferencias significativas ($p<0,05$) a través de las áreas ecológicas. El SOC ($F=37,08$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (5,20 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) en las áreas esteparias del sur (EMH y EMS=8,20 y MMN=6,26 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$), seguido por PS (5,94 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) y COR (5,91 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$), mientras que el valor más bajo (4,58 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) se presentó en las áreas esteparias del norte. El FTS ($F=32,81$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (10,75 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) en el PS (11,96 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) y las áreas esteparias del norte (11,95

g.m⁻²), seguido por el COR (8,75 g.m⁻²), EMH y EMS (6,64 g.m⁻²) y MMN con el valor más bajo (6,62 kg.m⁻²). Mientras que, el NTS ($F=27,29$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,47 kg.m⁻²) en las áreas ecológicas EMH y EMS (0,70 kg.m⁻²) y PS (0,69 kg.m⁻²), seguido por COR (0,62 kg.m⁻²), mientras que los valores más bajos se presentaron en MMN (0,49 kg.m⁻²) y las áreas esteparias del norte (0,41 kg.m⁻²). El indicador He para los bosques de *Nothofagus* ($F=32,99$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,11) en COR, mientras que aquellos bosques en las otras áreas ecológicas presentaron valores bajos. El indicador PPNA ($F=14,83$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (120,50 gr.m⁻².año⁻¹) en las áreas esteparias del sur (EMH y EMS=213,81 kg.m⁻²), y las áreas ecológicas COR y MMN presentaron valores por encima de la media provincial (141,77 gr.m⁻².año⁻¹ y 131,44 gr.m⁻².año⁻¹ respectivamente), sin embargo estas últimas no se diferenciaron de aquellas áreas donde se observaron los valores más bajos de productividad (PS=111,48 gr.m⁻².año⁻¹ y SMO, DCP y RDG=109,00 gr.m⁻².año⁻¹). El indicador HN ($F=31,28$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,76) en las áreas cordilleranas (COR=0,93 y PS=0,90), seguido por las áreas esteparias del norte (0,77), mientras que las áreas esteparias del sur presentaron los valores más bajos y por debajo de la media provincial (EMH y EMS=0,62 y MMN=0,60).

Todos los indicadores de servicios ecosistémicos culturales mostraron diferencias significativas a través de las áreas ecológicas: (i) el VE ($F=24,16$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,14) en las áreas cordilleranas (COR=0,39 y PS=0,35). A pesar de que el área MMN presentó un valor igual a la media provincial (0,14) no se diferenció de aquellas áreas donde se observaron los valores más bajos (EMH, EMS, SMO, DCP y RDG, áreas con un valor de 0,10). (ii) el VEX ($F=5,36$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,16) en PS (0,32), seguido por COR (0,27), EMH y EMS (0,24) y MMN (0,17), mientras que los valores más bajos se observaron en las áreas ecológicas de la estepa seca. (iii) el VIL ($F=12,09$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,08) en COR (0,32), seguido por el PS (0,18), EMH y EMS (0,11) y MMN (0,09), y el valor más bajo se observó en las áreas ecológicas de la estepa seca (0,05). (iv) el VR ($F=6,00$; $p<0,001$) presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,30) en las áreas esteparias del sur (MMN, EMH y EMS) (0,45 y 0,44, respectivamente), seguido por las áreas cordilleranas (PS y COR) (0,36 y 0,30, respectivamente) y nuevamente, el valor más bajo se observó en las áreas ecológicas de la estepa seca (0,25).

El PCA refuerza los resultados anteriormente encontrados en los ANDEVAs (Figura 5.3.4-1A). Al visualizar la asociación entre las áreas ecológicas y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales), se observó una leve superposición entre las áreas ecológicas esteparias del norte y sur de la provincia, y una separación con las áreas cordilleranas, presentando las áreas esteparias una mayor dispersión sobre el Eje 2 mientras que las áreas cordilleranas sobre el Eje 1 (Figura 5.3.2-1A). Además, los servicios de provisión se encontraron más relacionadas con las estepas del sur, los servicios de regulación y soporte con las áreas cordilleranas, mientras que los servicios culturales no estuvieron fuertemente relacionados con ningún área ecológica para los ejes analizados. El Eje 1 (autovalor = 1,148, variancia explicada = 38,3%) separó las áreas ecológicas de los servicios ecosistémicos culturales (autovector

de 0,72), mientras que el Eje 2 (autovalor = 1,015, variancia explicada = 33,8%) separó las áreas ecológicas de acuerdo a los servicios ecosistémicos de provisión y regulación respecto a los de soporte (autovector de 0,80 y -0,60, respectivamente). Los autovalores del PCA para el Eje 1 y Eje 2 no fueron significativos (0,436 y 0,282, respectivamente).

Por otra parte, la asociación entre las áreas ecológicas y los 14 mapas indicadores de los servicios ecosistémicos, determinó una mayor separación entre las áreas ecológicas semejante a la anteriormente encontrada (Figura 5.3.4-1B). El contenido de FTS y la DPP se encuentran más relacionados con la estepa seca, mientras que el PPO, PPNA, COS y los VR se encontraron más relacionados con la estepa húmeda. Finalmente, el IPS, VTSC, He, NTS, VEX, VE y VIL se encontraron más asociados a las áreas cordilleranas. El Eje 1 (autovalor = 4,532, variancia explicada = 32,4%) separó las áreas ecológicas de acuerdo al IPS de los bosques de ñire, VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes, He de los bosques de *Nothofagus*, COS, NTS, FTS, PPNA, VEX y VR (autovector de -0,30, -0,22, -0,33, -0,41, -0,33, 0,26, -0,36, -0,27, -0,27, respectivamente). En el Eje 2 (autovalor = 2,846, variancia explicada = 20,3%) se separó las áreas ecológicas de acuerdo al PPO, DPP, HN, VE y VIL (autovector de -0,51, -0,12, 0,52, 0,39, 0,30, respectivamente). Ambos autovalores del PCA para el Eje 1 y Eje 2 fueron significativos (0,001 y 0,001, respectivamente).

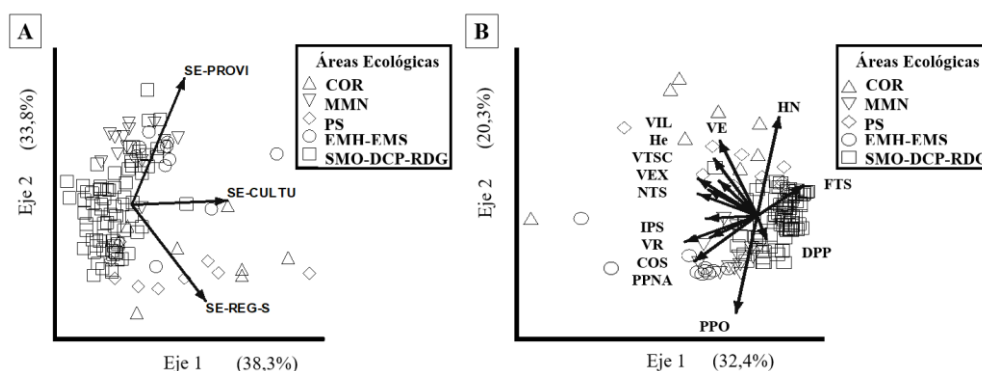


Figura 5.3.4-1 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para las áreas ecológicas (COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino), según: (A) los grandes grupos de servicios ecosistémicos ($n = 3$) y (B) los diferentes indicadores ($n = 14$). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja, PS = Potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fósforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigosidad esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

La representatividad de los indicadores de los servicios ecosistémicos dentro del sistema de áreas protegidas cambió significativamente (Tabla 5.3.2-2). Al considerar los servicios ecosistémicos de provisión, el indicador PPO en ambientes abiertos ($F=1209,12$; $p<0,001$) y IPS de los bosques de ñire ($F=5,07$; $p=0,024$) presentaron diferencias significativas, donde los valores más altos se encontraron fuera del sistema de áreas protegidas (0,43 y 0,89 probabilidad de presencia de oveja.km⁻², respectivamente), no existiendo estos

indicadores dentro de las áreas protegidas. El indicador VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverde presentó un patrón semejante a los indicadores anteriores, pero sin encontrar diferencias significativas entre áreas protegidas y las que está fuera de reservas o parques nacionales ($F=0,95$; $p=0,162$). El indicador DPP ($F=30,65$; $p<0,001$), fue el único indicador de un servicio de provisión que presentó mayores valores en áreas protegidas ($0,09$ pozos.km⁻²), donde las reservas provinciales ($F=40,42$; $p<0,001$) presentaron el rol más importante ($0,55$ pozos.km⁻²).

Tabla 5.3.2-2 Valores medios de ANDEVAs de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos según conservación. Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja (probabilidad de presencia de oveja.km⁻²), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³.ha⁻¹), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos.km⁻²), COS = Stock de carbono orgánico en el suelo (kg.m⁻²), FTS = Stock de fósforo total en el suelo (g.m⁻²), NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo (kg.m⁻²), He = Heterocigosidad esperada (adimensional), PPNA = Productividad primaria neta anual (gr.m⁻².año⁻¹), HN = Hábitat natural (adimensional), VE = Valor estético (adimensional), VEX = Valor de existencia (adimensional), VIL = Valor de identidad local (adimensional), VR = Valor de Recreación (adimensional).

Servicios Ecosistémicos	TOTAL	Protección			Jurisdicción		
		Protegido	No Protegido		Parques Nacionales	Reservas Provinciales	
Servicios de Provisión				F(p)			F(p)
PPO	0,41	0,00 a	0,43 b	1209,12 (<0,001)	0,00	0,00	-
IPS	0,01	0,00 a	0,89 b	5,07 (0,024)	0,00	0,00	-
VTSC	0,06	0,00	0,09	1,95 (0,162)	0,00	0,00	-
DPP	0,09	0,24 b	0,09 a	30,65 (<0,001)	0,00 a	0,55 b	40,42 (<0,001)
Servicios de Regulación y Soporte				F(p)			F(p)
COS	5,20	4,92 a	5,23 b	10,73 (<0,001)	4,52 a	5,42 b	7,14 (0,007)
FTS	10,75	9,39 a	10,75 b	61,94 (<0,001)	8,05 a	11,10 b	34,91 (<0,001)
NTS	0,47	0,49	0,47	3,53 (0,060)	0,45 a	0,55 b	6,52 (0,011)
He	0,01	0,07 b	0,01 a	602,34 (<0,001)	0,08	0,06	2,75 (0,098)
PPNA	120,50	118,98	120,63	0,27 (0,605)	98,45 a	145,25 b	21,83 (<0,001)
HN	0,76	0,90 b	0,76 a	293,32 (<0,001)	0,95 b	0,83 a	63,53 (<0,001)
Servicios Culturales				F(p)			F(p)
VE	0,14	0,36 b	0,13 a	1126,44 (<0,001)	0,47 b	0,23 a	108,31 (<0,001)
VEX	0,16	0,27 b	0,15 a	168,10 (<0,001)	0,33 b	0,18 a	68,85 (<0,001)
VIL	0,08	0,31 b	0,07 a	1239,37 (<0,001)	0,45 b	0,13 a	153,87 (<0,001)
VR	0,30	0,34 b	0,29 a	20,16 (<0,001)	0,31 a	0,37 b	14,44 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Los indicadores de servicios ecosistémicos de regulación y soporte COS ($F=10,73$ y $p<0,001$) y FTS ($F=61,94$ y $p<0,001$) en el suelo presentaron los valores más altos fuera del sistema de áreas protegidas ($5,23$ kg.m⁻² y $10,75$ g.m⁻²), mientras que para el NTS no se encontraron diferencias significativas ($F=3,53$; $p=0,060$). Al considerar las diferentes jurisdicciones de las de áreas protegidas, las reservas provinciales presentaron los valores más altos. El indicador He de los bosques de *Nothofagus* ($F=602,34$; $p<0,001$) y el HN ($F=293,32$; $p<0,001$) presentaron diferencias significativas según su representatividad dentro del sistema de áreas protegidas, donde los valores más altos se encontraron dentro de las áreas protegidas ($0,07$ y $0,90$, respectivamente), no encontrándose diferencias entre parques nacionales y reservas provinciales para la He ($F=2,75$; $p=0,098$) y para el HN ($F=63,53$; $p<0,001$) los valores más altos se ubicaron en parques nacionales

(0,95). El indicador PPNA, no presentó diferencias significativas en su representatividad dentro del sistema de áreas protegidas ($F=0,27$; $p=0,605$). Sin embargo, al considerar la productividad dentro de las áreas protegidas, las reservas provinciales presentaron los valores más altos ($145,25 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$). Además, todos los indicadores de los servicios culturales presentaron diferencias significativas al considerar la representatividad dentro del sistema de áreas protegidas (VE: $F=1126,44$ y $p<0,001$; VEX: $F=168,10$ y $p<0,001$; VIL: $F=1239,37$ y $p<0,001$ y VR: $F=20,16$ y $p<0,001$). Los valores más altos ocurrieron dentro de las áreas protegidas donde los parques nacionales presentaron el rol más importante para los VE (0,47), VEX (0,33) y VIL (0,45), mientras que para los VR, los valores más altos se encontraron dentro de las reservas provinciales (0,37).

Al considerar los diferentes parques nacionales de la provincia, todos indicadores presentaron diferencias significativas (Tabla 5.3.2-3). El único indicador relacionado con los servicios ecosistémicos de provisión presente en un parque nacional (Monte León) fue la DPP ($F=4,42$; $p=0,005$) presentando valores muy bajos ($0,01 \text{ pozos.km}^{-2}$).

Tabla 5.3.2-3 Valores medios de ANDEVAs de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos según parques nacionales. Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja (probabilidad de presencia de oveja.km⁻²), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³.ha⁻¹), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos.km⁻²), COS = Stock de carbono orgánico en el suelo (kg.m⁻²), FTS = Stock de fósforo total en el suelo (g.m⁻²), NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo (kg.m⁻²), He = Heterocigosidad esperada (adimensional), PPNA = Productividad primaria neta anual (gr.m⁻².año⁻¹), HN = Hábitat natural (adimensional), VE = Valor estético (adimensional), VEX = Valor de existencia (adimensional), VIL = Valor de identidad local (adimensional), VR = Valor de Recreación (adimensional).

Servicios Ecosistémicos	TOTAL	Parques Nacionales				F(p)
		Los Glaciares	Perito Moreno	Bosques Petrificados de Jaramillo	Monte León	
Servicios de Provisión						F(p)
PPO	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	-
IPS	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	-
VTSC	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	-
DPP	0,09	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,01 b	4,42 (0,005)
Servicios de Regulación y Soporte						F(p)
COS	5,20	4,14 a	5,95 a	4,35 a	5,98 a	3,04 (0,029)
FTS	10,75	7,37 a	10,25 ab	12,55 b	6,69 a	5,67 (0,001)
NTS	0,47	0,42 a	0,71 b	0,31 a	0,46 ab	5,69 (0,001)
DG	0,01	0,10 b	0,05 ab	0,00 a	0,00 a	7,29 (<0,001)
PPNA	120,50	87,85 a	117,76 a	116,05 a	153,89 a	2,85 (0,039)
HN	0,76	0,97 c	0,95 bc	0,90 ab	0,81 a	15,76 (<0,001)
Servicios Culturales						F(p)
VE	0,14	0,58 c	0,24 b	0,05 a	0,16 ab	120,07 (<0,001)
VEX	0,16	0,38 b	0,11 a	0,16 a	0,45 b	45,49 (<0,001)
VIL	0,08	0,59 c	0,04 a	0,00 a	0,26 b	165,09 (<0,001)
VR	0,30	0,33 b	0,14 a	0,11 a	0,61 c	93,12 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Para indicadores de servicios de regulación y soporte se observó que el indicador COS ($F=3,04$; $p=0,029$) presentó los valores más altos en los parques Monte León ($5,98 \text{ kg.m}^{-2}$) y Perito Moreno ($5,95 \text{ kg.m}^{-2}$).

²), sin presentar diferencias con los otros parques nacionales. El indicador FTS ($F=5,67$; $p=0,001$) presentó los valores más altos en el parque nacional Bosques Petrificados de Jaramillo ($12,55 \text{ g.m}^{-2}$), seguido por Perito Moreno ($10,25 \text{ g.m}^{-2}$), mientras que los valores más bajos se encontraron en Los Glaciares ($7,37 \text{ g.m}^{-2}$) y Monte León ($6,69 \text{ g.m}^{-2}$). El indicador NTS ($F=5,69$; $p=0,001$) presentó los valores más altos en el parque nacional Perito Moreno ($0,71 \text{ kg.m}^{-2}$), seguido por Monte León ($0,46 \text{ kg.m}^{-2}$), mientras que los valores más bajos se encontraron en Los Glaciares ($0,42 \text{ kg.m}^{-2}$) y Bosques Petrificados de Jaramillo ($0,31 \text{ kg.m}^{-2}$). La He de los bosques de *Nothofagus* ($F=7,29$; $p<0,001$) mostró los valores más altos en los parques nacionales ($F=15,76$; $p<0,001$) Los Glaciares ($0,10$) y Perito Moreno ($0,05$). Para el indicador HN se observaron valores de $0,97$ para Los Glaciares y $0,95$ Perito Moreno, seguido por Bosques Petrificados de Jaramillo ($0,90$) y Monte León ($0,81$). Si bien la PPNA ($F=2,85$ y $p=0,039$) presentó los valores más altos en el parque nacional Monte León ($153,89 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$), pero no encontró diferencias significativas entre parques nacionales. Los indicadores de servicios culturales el VE ($F=120,07$; $p<0,001$), VEX ($F=45,49$; $p<0,001$) y VIL ($F=165,09$; $p<0,001$) fueron mayores en el parque nacional Los Glaciares ($0,58$, $0,38$ y $0,59$, respectivamente), pero con los VR menores ($0,33$) ($F=93,12$; $p<0,001$). El parque nacional Monte León presentó los valores más altos relacionados VR ($0,61$) y VEX ($0,45$), mientras que los VE e VIL presentaron valores medios ($0,16$ y $0,26$, respectivamente). Todos los servicios ecosistémicos culturales presentaron los valores más bajos en los parques nacionales Bosques Petrificados de Jaramillo y Perito Moreno, a excepción de los VE que presentaron valores medios en este último parque.

Por otra parte, al considerar las reservas provinciales todos los indicadores de servicios ecosistémicos presentaron diferencias significativas (Tabla 5.3.2-4). El único indicador relacionado a servicios ecosistémicos de provisión presente en una reserva provincial (Meseta Espinosa y El Cordon) fue la DPP ($F=13,06$, $p<0,001$) con valores de $1,54 \text{ pozos.km}^{-2}$ por encima de la media provincial. Los indicadores de servicios de regulación y soporte mostraron que, los indicadores COS ($F=23,39$; $p<0,001$), FTS ($F=28,72$; $p<0,001$) y NTS ($F=29,27$; $p<0,001$) presentaron los valores más altos en la reserva provincial Península de Magallanes ($9,71 \text{ kg.m}^{-2}$, $13,49 \text{ g.m}^{-2}$ y $0,99 \text{ kg.m}^{-2}$, respectivamente), seguidos por Tucu Tucu ($7,16 \text{ kg.m}^{-2}$, $10,13 \text{ g.m}^{-2}$ y $0,84 \text{ kg.m}^{-2}$, respectivamente), Lago del Desierto ($5,68 \text{ kg.m}^{-2}$, $10,22 \text{ g.m}^{-2}$ y $0,63 \text{ kg.m}^{-2}$, respectivamente) y Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari ($4,49 \text{ kg.m}^{-2}$, $8,56 \text{ g.m}^{-2}$ y $0,84 \text{ kg.m}^{-2}$, respectivamente). Todos estos indicadores presentaron los valores más bajos para la reserva provincial San Lorenzo ($1,96 \text{ kg.m}^{-2}$, $3,82 \text{ g.m}^{-2}$ y $0,24 \text{ kg.m}^{-2}$, respectivamente). Por su parte, el indicador He de los bosques de *Nothofagus* presentó ($F=24,58$; $p<0,001$) los valores más altos en las reservas provinciales Península de Magallanes ($0,20$), Tucu Tucu ($0,13$) y Lago del Desierto ($0,13$), y los valores más bajos en San Lorenzo ($0,02$). La PPNA fue mayor en las reservas provinciales Península de Magallanes ($231,04 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$) y Tucu Tucu ($197,26 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$), seguido por Lago del Desierto ($151,74 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$), Meseta Espinosa y El Cordon ($129,05 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$). Los valores más bajos se encontraron en Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari ($70,05 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$) y San Lorenzo ($36,24 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$). El indicador HN ($F=14,96$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en las reservas San Lorenzo, Tucu Tucu y Lagos del Desierto ($1,00$, $0,95$ y $0,94$, respectivamente), y los valores más bajos en Meseta Espinosa y El Cordon ($0,70$). Los indicadores de los servicios culturales relacionados a los VE ($F=874,71$; $p<0,001$), VEX

($F=857,40$; $p<0,001$), VIL ($F=1029,87$; $p<0,001$) y VR ($F=178,57$; $p<0,001$), presentaron los valores más altos en la reserva provincial Península de Magallanes (0,93, 0,83, 0,93 y 0,70, respectivamente). La reserva provincial Tucu Tucu presentó valores medios a bajos para el VE (0,16), VEX (0,11) y VR (0,24), además en la reserva Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari para VR (0,21). Mientras que, los valores más bajos relacionados al VE se observaron en Meseta Espinosa y El Cordón (0,13) y Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari (0,10).

Tabla 5.3.2-4 Valores medios de ANDEVAs de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos según reservas provinciales. Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja (probabilidad de presencia de oveja.km⁻²), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³.ha⁻¹), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos.km⁻²), COS = Stock de carbono orgánico en el suelo (kg.m⁻²), FTS = Stock de fósforo total en el suelo (g.m⁻²), NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo (kg.m⁻²), He = Heterocigosidad esperada (adimensional), PPNA = Productividad primaria neta anual (gr.m⁻².año⁻¹), HN = Hábitat natural (adimensional), VE = Valor estético (adimensional), VEX = Valor de existencia (adimensional), VIL = Valor de identidad local (adimensional), VR = Valor de Recreación (adimensional).

Servicios Ecosistémicos	TOTAL	Reservas Provinciales						
		SL	LD	BPUM	TT	PM	MEC	
Servicios de Provisión								F(p)
PPO	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
IPS	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
VTSC	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
DPP	0,09	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	1,54 b	13,06 (<0,001)
Servicios de Regulación y Soporte								F(p)
COS	5,20	1,96 a	5,68 bc	4,49 ab	7,16 c	9,71 d	4,07 ab	23,39 (<0,001)
FTS	10,75	3,82 a	10,22 b	8,56 b	10,13 b	13,49 c	13,65 c	28,72 (<0,001)
NTS	0,47	0,24 a	0,63 bc	0,36 ab	0,84 cd	0,99 d	0,34 a	29,27 (<0,001)
He	0,01	0,02 a	0,13 b	0,00 a	0,13 b	0,20 b	0,00 a	24,58 (<0,001)
PPNA	120,50	36,24 a	151,74 bc	70,05 ab	197,26 c	231,04 c	129,05 b	10,47 (<0,001)
HN	0,76	1,00 b	0,94 b	0,80 ab	0,95 b	0,84 ab	0,70 a	14,96 (<0,001)
Servicios Culturales								F(p)
VE	0,14	0,24 c	0,50 d	0,10 a	0,16 b	0,93 e	0,13 a	874,71 (<0,001)
VEX	0,16	0,08 ab	0,36 d	0,24 c	0,11 b	0,83 e	0,05 a	857,40 (<0,001)
VIL	0,08	0,02 a	0,45 b	0,04 a	0,02 a	0,93 c	0,01 a	1029,87 (<0,001)
VR	0,30	0,07 a	0,36 c	0,21 b	0,24 b	0,70 e	0,50 d	178,57 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

5.3.3 Los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*

Los análisis mostraron que los indicadores de servicios ecosistémicos cambiaron significativamente a través del paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus* (Tabla 5.3.3-1). El indicador PPO en los ambientes abiertos ($F=8,55$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en los pastizales (0,17 probabilidad de presencia de oveja.km⁻²), seguido por P+B (0,10 probabilidad de presencia de oveja.km⁻²) y en los bosques (0,06 probabilidad de presencia de oveja.km⁻²). Mientras que, el indicador IPS de los bosques de ñire ($F=95,99$; $p<0,001$) y el VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes ($F=18,55$; $p<0,001$) presentaron los valores más alto en los bosques (0,41 y 1,39 m³.ha⁻¹, respectivamente), seguido por P+B (0,09 y 2,29 m³.ha⁻¹, respectivamente) y los

valores más bajos se encontraron en los pastizales (0,02 y 0,38 m³.ha⁻¹, respectivamente). Cabe destacar que, el indicador DPP no se encuentra dentro del paisaje forestal.

Tabla 5.3.3-1 Valores medios de ANDEVAs de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos para el total del paisaje forestal y según las diferentes combinaciones del paisaje forestal (P, P+B y B). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja (probabilidad de presencia de oveja.km⁻²), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³.ha⁻¹), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos.km⁻²), COS = Stock de carbono orgánico en el suelo (kg.m⁻²), FTS = Stock de fósforo total en el suelo (g.m⁻²), NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo (kg.m⁻²), He = Heterocigosis esperada (adimensional), PPNA = Productividad primaria neta anual (gr.m⁻².año⁻¹), HN = Hábitat natural (adimensional), VE = Valor estético (adimensional), VEX = Valor de existencia (adimensional), VIL = Valor de identidad local (adimensional), VR = Valor de Recreación (adimensional), P = pastizal, B = bosque.

Servicios Ecosistémicos	Paisaje Forestal	Pastizales y bosques			
		P	P+B	B	
Servicios de Provisión					F(p)
PPO	0,14	0,17 b	0,10 a	0,06 a	8,55 (<0,001)
PS	0,10	0,02 a	0,09 b	0,41 c	95,99 (<0,001)
VTSC	0,87	0,38 a	2,29 b	1,39 b	18,55 (<0,001)
PP	0,00	0,00	0,00	0,00	-
Servicios de Regulación y Soporte					F(p)
COS	7,55	6,15 a	9,43 b	11,32 c	151,30 (<0,001)
FTS	10,63	10,06 a	12,26 b	11,23 ab	10,35 (<0,001)
NTS	0,80	0,66 a	1,00 b	1,18 c	152,56 (<0,001)
He	0,14	0,05 a	0,21 b	0,40 c	584,19 (<0,001)
PPNA	187,33	134,31 a	250,48 b	338,82 c	180,89 (<0,001)
HN	0,88	0,90 b	0,89 b	0,83 a	6,36 (0,002)
Servicios Culturales					F(p)
VE	0,37	0,37	0,41	0,31	2,47 (0,086)
VEX	0,27	0,25 a	0,33 b	0,26 ab	3,86 (0,022)
VIL	0,28	0,26	0,36	0,26	2,80 (0,062)
VR	0,33	0,30 a	0,38 b	0,41 b	16,47 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Los indicadores de servicios ecosistémicos de regulación y soporte mostraron que, los indicadores COS (F=151,30; p<0,001) y NTS (F=152,56; p<0,001) presentaron los valores más altos en los bosques (11,32 kg.m⁻² y 1,18 kg.m⁻², respectivamente) y valores medios en P+B (9,43 kg.m⁻², 1,00 kg.m⁻², respectivamente). El FTS (F=10,35; p<0,001) presentó los valores más altos en P+B (12,26 g.m⁻²), seguido por los bosques (11,23 g.m⁻²). Todos estos indicadores presentaron los valores más bajos en los pastizales (6,15 kg.m⁻², 0,66 kg.m⁻² y 10,06 g.m⁻², respectivamente). Este patrón también se observó en el indicador de He (F=584,19; p<0,001) de los bosques de *Nothofagus*, donde B=0,40, P+B=0,21 y P=0,05 y PPNA (F=180,89; p<0,001), donde B=338,82 gr.m⁻².año⁻¹, P+B= 250,48 gr.m⁻².año⁻¹ y P=134,31 gr.m⁻².año⁻¹. Sin embargo, el indicador HN presentó el patrón inverso, donde los valores más altos se observaron en los pastizales (0,90) y P+B (0,89), mientras que los bosques presentaron los valores más bajos (0,83). En cuanto a los indicadores de los servicios ecosistémicos culturales se observó que P+B y los bosques presentaron los valores más altos relacionados a los VEX (0,33 y

0,26) y VR (0,38 y 0,41) con diferencias significativas ($F=3,86$; $p=0,022$ y $F=16,47$; $p<0,001$, respectivamente), mientras que los VE (0,41) y VIL (0,36) no presentaron diferencias significativas entre bosques y pastizales.

El PCA refuerza los resultados encontrados en los ANDEVAs anteriormente realizados. Al visualizar la asociación entre las combinaciones del paisaje forestal (P, P+B y B) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales), se observó una leve separación entre pastizales y bosques. Sin embargo, donde se combinan ambos (P+B) se observa una superposición. Además, todas las combinaciones del paisaje forestal presentaron la mayor dispersión sobre el Eje 1 (Figura 5.3.2-1A). Los servicios de culturales se asociaron con aquellas áreas donde los bosques se combina con el pastizal, mientras que de provisión, regulación y soporte con los bosques. El Eje 1 (autovalor = 1,344, variancia explicada = 44,8%) separó el paisaje forestal de acuerdo los servicios ecosistémicos culturales y de provisión (autovectores de 0,62 y -0,74, respectivamente), mientras que el Eje 2 (autovalor = 1,101, variancia explicada = 36,7%) separó el paisaje forestal de acuerdo servicios ecosistémicos de regulación y soporte (autovector de -0,85). Ambos autovalores del PCA para el Eje 1 y Eje 2 fueron significativos (0,001 y 0,001, respectivamente).

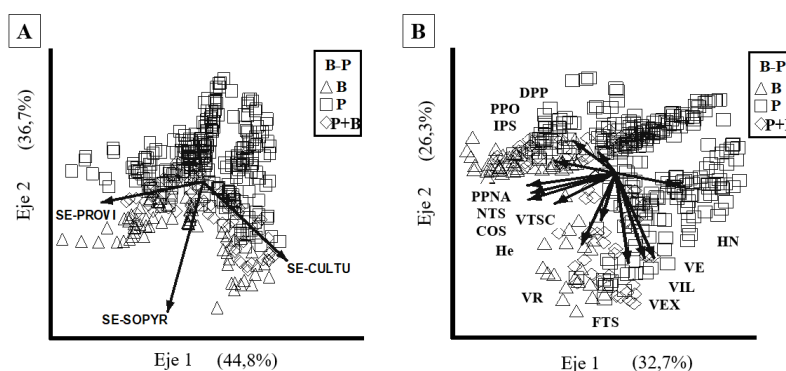


Figura 5.3.3-1 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para las diferentes combinaciones del paisaje forestal (B = bosque, P = pastizal y P+B = pastizal combinado con bosque), según: (A) los grandes grupos de servicios ecosistémicos ($n = 3$) y (B) los diferentes indicadores ($n = 14$). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja, IPS = Índice de potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fosforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigosidad esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

Por otra parte, la asociación entre las diferentes combinaciones del paisaje forestal (P, P+B y B) y los 14 indicadores de servicios ecosistémicos determinó una mayor dispersión de todas las combinaciones sobre ambos ejes, con una separación entre los diferentes paisajes forestales (Figura 5.3.2-1B). El HN, DPP y el PPO se encontraron más asociados con áreas de pastizales. Por otra parte, el IPS, VTSC, He, COS, NTS, PPNA y VR se encontraron más relacionados con los bosques. Los indicadores VE, VIL, VEX y FTS estuvieron más relacionados con aquellas áreas donde los bosques se combinan con el pastizal. El Eje 1 (autovalor = 4,575, variancia explicada = 32,7%) separó el paisaje forestal de acuerdo PPO, VTSC, IPS, COS, He, HN, NTS y

PPNA (autovector de -0,21, -0,13, -0,30, -0,43, -0,30, 0,31, -0,41, -0,43, respectivamente). Mientras que el Eje 2 (autovalor = 3,678, variancia explicada = 26,3%) separa el paisaje forestal de acuerdo al VE, VEX, VIL, VR, DPP y FTS (autovector -0,46, -0,48, -0,46, -0,38, 0,11, -0,25, respectivamente). Siendo, ambos autovalores del PCA para el Eje 1 y Eje 2 significativos (0,001 y 0,001, respectivamente).

Cuando se consideraron los diferentes tipos de paisaje boscoso (pastizal combinado con uno o más tipos forestal) (ver Tabla 5.3.5-2), el indicador PPO relacionado a servicios ecosistémicos de provisión ($F=26,83$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en P+NA (0,38 probabilidad de presencia de oveja.km⁻²), seguido por P+NP (0,04) y P+NA-NP (0,12), mientras que los valores más bajos se presentaron en P+NP-MIX (0,01). El indicador IPS de los bosques de ñire ($F=62,78$; $p<0,001$) presento los valores más altos en P+NA (0,49), seguido por P+NA-NP (0,12), mientras que los valores más bajos se presentaron en P+NP (0,00) y P+NP-MIX (0,00). El VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes ($F=1,44$; $p=0,237$) no presentó diferencias significativas entre los tipos de paisaje boscoso, presentando los valores más altos en P+NA-NP.

Tabla 5.3.3-2 Valores medios de ANDEVAs de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos para el total del paisaje forestal y según diferentes combinaciones con tipos bosques. Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja (probabilidad de presencia de oveja.km⁻²), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³.ha⁻¹), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos.km⁻²), COS = Stock de carbono orgánico en el suelo (kg.m⁻²), FTS = Stock de fosforo total en el suelo (g.m⁻²), NTS = Stock de Nitrógeno total en el suelo (kg.m⁻²), He = Heterocigosidad esperada (adimensional), PPNA = Productividad primaria neta anual (gr.m⁻².año⁻¹), HN = Hábitat natural (adimensional), VE = Valor Estético (adimensional), VEX = Valor de Existencia (adimensional), VIL = Valor de Identidad local (adimensional), VR = Valor de Recreación (adimensional), P = pastizal, B = bosque, NP = *Nothofagus pumilio*, NA = *Nothofagus antarctica* y MIX = mixtos siempre verdes.

Servicios Ecosistémicos	Paisaje Forestal	Tipo de paisaje boscoso				F(p)
		P + NP-MIX	P + NP	P + NA	P + NA-NP	
Servicios de Provisión						F(p)
PPO	0,14	0,01 a	0,04 ab	0,38 c	0,12 b	26,83 (<0,001)
IPS	0,10	0,00 a	0,00 a	0,49 c	0,12 b	62,78 (<0,001)
VTSC	0,87	1,19	2,45	0,43	3,74	1,44 (0,237)
DPP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
Servicios de Regulación y Soporte						F(p)
COS	7,55	8,57 a	8,96 a	11,01 b	10,12 b	9,15 (<0,001)
FTS	10,63	12,96 b	13,07 b	7,22 a	12,90 b	15,15 (<0,001)
NTS	0,80	0,90 a	0,98 a	1,05 ab	1,09 b	5,24 (<0,001)
He	0,14	0,24 ab	0,18 a	0,27 b	0,20 a	5,49 (<0,001)
PPNA	187,33	217,67 a	222,70 a	329,50 b	287,60 b	10,75 (<0,001)
HN	0,88	0,96 c	0,96 c	0,66 a	0,82 b	17,24 (<0,001)
Servicios Culturales						F(p)
VE	0,37	0,58 b	0,47 b	0,11 a	0,35 ab	5,98 (0,001)
VEX	0,27	0,46 b	0,37 ab	0,17 a	0,25 ab	3,41 (0,022)
VIL	0,28	0,59 b	0,41 b	0,07 a	0,24 ab	4,80 (0,004)
VR	0,33	0,38	0,36	0,48	0,34	1,58 (0,203)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Los indicadores de los servicios de regulación y soporte mostraron que, el indicador COS ($F=9,15$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en P+NA ($11,01 \text{ kg.m}^{-2}$) y P+NA-NP ($10,12 \text{ kg.m}^{-2}$), mientras que los valores más bajos se observaron en P+NP ($8,96 \text{ kg.m}^{-2}$) y P + NP-MIX ($8,57 \text{ kg.m}^{-2}$). El FTS ($F=15,15$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en P+NP ($13,07 \text{ g.m}^{-2}$), P+NP-MIX ($12,96 \text{ g.m}^{-2}$) y P+NA-NP ($12,90 \text{ g.m}^{-2}$) y el valor más bajo en P+NA ($7,22 \text{ g.m}^{-2}$). El NTS ($F=5,24$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en P+NA-NP ($1,09 \text{ kg.m}^{-2}$), seguido por P+NA ($1,05 \text{ kg.m}^{-2}$) y los valores más bajos en P+NP ($0,98 \text{ kg.m}^{-2}$) y P+NP-MIX ($0,90 \text{ kg.m}^{-2}$). El indicador He ($F=5,49$; $p<0,001$) presentó el valor más alto en P+NA ($0,27$) seguido por P+NP-MIX ($0,24$) y los valores más bajos se observaron en P+NA-NP ($0,20$) y P+NP ($0,18$). La PPNA ($F=10,75$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en P+NA ($329,50 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$) y P+NA-NP ($287,60 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$), mientras que los valores más bajos se observaron en P+NP ($222,70 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$) y P+NP-MIX ($217,67 \text{ gr.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$). Por su parte, el HN ($F=17,24$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en P+NP-MIX y P+NP ($0,95$, ambos tipos de paisajes forestales), seguido por P+NA-NP ($0,82$) y el valor más bajo se presentó en P+NA ($0,66$).

En cuanto a los indicadores de servicios ecosistémicos culturales se observó que, P+NP-MIX y P+NP presentaron los valores más altos relacionados a VE ($0,58$ y $0,47$), VEX ($0,46$ y $0,37$) y VIL ($0,59$ y $0,41$) con diferencias significativas ($F=5,98$ y $p<0,001$; $F=3,41$ y $p=0,022$; $F=4,80$ y $p=0,004$, respectivamente). Los valores medios se observaron en P+NA-NP ($0,35$, $0,25$ y $0,24$, respectivamente) y los valores más bajos en P+NA ($0,11$, $0,17$ y $0,07$, respectivamente). El indicador VR no presentó diferencias significativas según el tipo de paisaje boscoso.

Cuando se consideraron sólo los tipos forestales (ver Tabla 5.3.3-3), el indicador PPO en ambientes abiertos ($F=3,41$; $p=0,003$) presentó los valores más altos en los bosques de ñire ($0,10$ probabilidad de presencia de oveja. km^{-2}), seguido por NA-NP ($0,07$) y NP ($0,02$), mientras que NP-MIX presentó $0,00$. Este mismo patrón se observó para el indicador IPS ($F=63,54$; $p<0,001$) donde los bosques de ñire presentaron los valores más altos ($0,84$), seguido por NA-NP ($0,14$) y NP ($0,01$), mientras que NP-MIX presentó un valor de $0,00$. El VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverde no presentó diferencias significativas según el tipo forestal ($F=2,50$; $p=0,068$), sin embargo, los valores más altos se observaron en áreas donde el bosque de lenga se encuentra junto al bosque de ñire. Cabe destacar que, el indicador DPP no se encuentra dentro del paisaje forestal.

Los indicadores relacionados a servicios de regulación y soporte mostraron que, el indicador COS ($F=2,97$; $p=0,039$) presentó los valores más altos en NA ($11,65 \text{ kg.m}^{-2}$), seguido por NP ($11,18 \text{ kg.m}^{-2}$) y NP-MIX ($11,13 \text{ kg.m}^{-2}$), mientras que los valores más bajos se observaron en NA-NP ($10,92 \text{ kg.m}^{-2}$). El indicador FTS ($F=36,06$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en NP-MIX ($15,10 \text{ g.m}^{-2}$), NP ($14,87 \text{ g.m}^{-2}$) y NA-NP ($12,88 \text{ g.m}^{-2}$) y los valores más bajos en NA ($7,67 \text{ g.m}^{-2}$). Mientras que, el NTS ($F=5,49$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en NP ($1,23 \text{ kg.m}^{-2}$), y NA-NP ($1,20 \text{ kg.m}^{-2}$), seguido por NP-MIX ($1,19 \text{ kg.m}^{-2}$) y los valores más bajos en NA ($1,13 \text{ kg.m}^{-2}$). Por su parte, la He de los bosques de *Nothofagus* ($F=9,81$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en NA ($0,49$) seguido por NP-MIX ($0,38$) y los valores más bajos se observaron en NP ($0,34$) y NA-NP ($0,31$). La PPNA ($F=6,53$; $p<0,001$) presentó los valores más altos en NA-NP ($353,52$

gr.m⁻².año⁻¹), NA (344,99 gr.m⁻².año⁻¹) y NP (338,88 gr.m⁻².año⁻¹), mientras que los valores más bajos se observaron en NP-MIX (200,53 gr.m⁻².año⁻¹). El indicador HN (F=13,21; p<0,001) presentó los valores más altos en NP-MIX (1,00) y NP (0,94) y los valores más bajos en NA (0,77) y NA-NP (0,76).

En cuanto a los indicadores de los servicios ecosistémicos culturales se observó que, el VEX no presentó diferencias significativas según el tipo forestal (F=2,56; p=0,063) presentando los valores más altos en NP-MIX (0,47). Mientras que, los VE (F=9,27; p<0,001) y VIL (F=5,62; p=0,002) fueron mayores en NP-MIX (0,63 y 0,65) y NP (0,50 y 0,44), seguido por NA-NP (0,34 y 0,23), mientras que los valores más bajos se observaron en NA (0,15 y 0,12). Finalmente, los VR (F= 4,55; p= 0,006) se observaron en NA (0,47), seguido por NP-MIX (0,41), mientras que los valores más bajos se observaron en NA-NP (0,37) y NP (0,35).

Tabla 5.3.3-3 Valores medios de ANDEVAs de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos para el total del paisaje forestal y según el tipo de bosque. Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja (probabilidad de presencia de oveja.km²), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³.ha⁻¹), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos.km²), COS = Stock de carbono orgánico en el suelo (kg.m⁻²), FTS = Stock de fosforo total en el suelo (g.m⁻²), NTS = Stock de Nitrógeno total en el suelo (kg.m⁻²), He = Heterocigosidad esperada (adimensional), PPNA = Productividad primaria neta anual (gr.m⁻².año⁻¹), HN = Hábitat natural (adimensional), VE = Valor Estético (adimensional), VEX = Valor de Existencia (adimensional), VIL = Valor de Identidad local (adimensional), VR = Valor de Recreación (adimensional), NP = *Nothofagus pumilio*, NA = *Nothofagus antarctica* y MIX = mixtos siempre verdes.

Servicios Ecosistémicos	Paisaje Forestal	Tipo forestal				F(p)
		NP-MIX	NP	NA-NP	NA	
Servicios de Provisión						F(p)
PPO	0,14	0,00 a	0,02 ab	0,07 ab	0,10 b	3,41 (0,003)
IPS	0,10	0,00 a	0,01 a	0,14 a	0,84 b	63,54 (<0,001)
VTSC	0,87	0,00	1,57	3,29	0,38	2,50 (0,068)
DPP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
Servicios de Regulación y Soporte						F(p)
COS	7,55	11,13 ab	11,18 ab	10,92 a	11,65 b	2,97 (0,039)
FTS	10,63	15,10 b	14,87 b	12,88 b	7,67 a	36,06 (<0,001)
NTS	0,80	1,19 ab	1,23 b	1,20 b	1,13 a	5,49 (<0,001)
He	0,14	0,38 ab	0,34 a	0,31 a	0,49 b	9,81 (<0,001)
PPNA	187,33	200,53 a	338,88 b	353,52 b	344,99 b	6,53 (<0,001)
HN	0,88	1,00 b	0,94 b	0,76 a	0,77 a	13,21 (<0,001)
Servicios Culturales						F(p)
VE	0,37	0,63 b	0,50 b	0,34 ab	0,15 a	9,27 (<0,001)
VEX	0,27	0,47	0,33	0,25	0,20	2,56 (0,063)
VIL	0,28	0,65 b	0,44 b	0,23 ab	0,12 a	5,62 (0,002)
VR	0,33	0,41 ab	0,35 a	0,37 a	0,47 b	4,55 (0,006)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

En el PCA se observó una separación entre los bosques de lenga y ñire, y una leve superposición entre las combinaciones de tipos forestales (B-NP con P+NP y B-NA con P+NA) (Figura 5.3.3-2A y B). Además, los servicios de provisión se encontraron más relacionadas a los bosques de ñire, los servicios culturales estuvieron

más relacionados con los bosques de lenga y aquellas áreas donde el bosque se combina con pastizal, mientras que los servicios de regulación y soporte no presentaron asociaciones claras con los bosques para los ejes analizados. El Eje 1 (autovalor = 1,450, variancia explicada = 48,3%) separó los tipos de bosque según los servicios culturales y de provisión (autovectores de 0,70 y -0,66, respectivamente), mientras que el Eje 2 (autovalor = 0,991, variancia explicada = 33,0%) discriminó los tipos de bosque de acuerdo a los servicios ecosistémicos de regulación y soporte (autovector de 0,94). Los autovalores del PCA solo fue significativo (0,001) para el Eje 1.

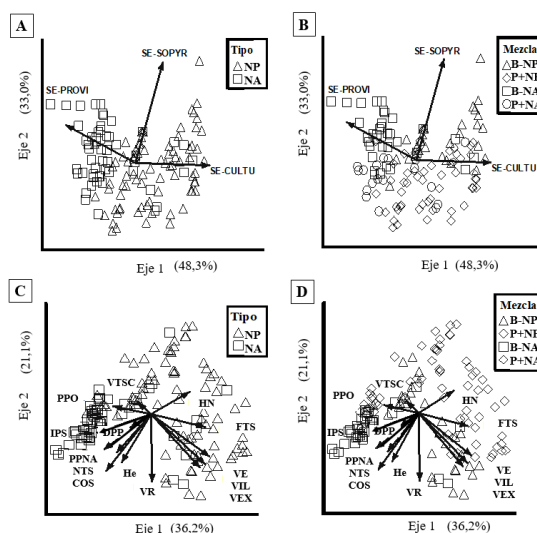


Figura 5.3.3-2 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para los tipos forestales (NP = *N. pumilio*, B-NP = bosque de *N. pumilio*, P+NP = bosque de *N. pumilio* en combinación con el pastizal, NA = *N. antarctica*, B-NA = bosque de *N. antarctica*, P+NA = bosque de *N. antarctica* en combinación con el pastizal), según: (A y B) los grandes grupos de servicios ecosistémicos (n = 3) y (C y D) los diferentes indicadores (n = 14). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja, IPS = Índice de potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fósforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigosis esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

Por otra parte, al visualizar la asociación entre las dos grandes tipos forestales y los 14 indicadores de servicios ecosistémicos, se observó una mayor separación entre los tipos forestales, presentando nuevamente la lenga una mayor dispersión (Figura 5.3.3-2C y D), y una leve superposición entre las mezclas correspondiente. El indicador VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes, VE, VEX y VIL tuvieron más relacionados el bosque de lenga, mientras que el HN y FTS se relacionan más con aquellos bosques de lenga que se encuentran combinados con el pastizal. El DPP se encontró asociado a los bosques de ñire combinados con el pastizal, mientras que el IPS y PPO se encontraron asociados a los bosques de ñire, mientras que PPNA, NTS, COS, He y VR de los bosques de *Nothofagus* no presentaron asociaciones claras en los ejes analizados. El Eje 1 (autovalor = 5,074, variancia explicada = 36,2%) separó los tipos de bosque de acuerdo al VE, VIL, PPO, VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes, PP, IPS, FTS, HN y PPNA (autovector de 0,38, 0,34, -0,24, -0,08, -0,013, -0,34, 0,35, 0,25, -0,30, respectivamente). El Eje 2 (autovalor = 2,958, variancia

explicada=21,1%) separó los tipos de bosque de acuerdo al VEX, VR, COS, PDG y NTS (autovector de -0,36, -0,46, -0,38, -0,33, -0,26, respectivamente). Siendo, ambos autovalores del PCA para el Eje 1 y Eje 2 significativos (0,001 y 0,001, respectivamente).

5.4 Discusión

5.4.1 Servicios ecosistémicos: modelados, mapeos y validación de los indicadores

Existen diferentes enfoques para medir las funciones del ecosistema y/o los servicios ecosistémicos, siendo necesario conocer los ecosistemas naturales para seleccionar de forma criteriosa los servicios a evaluar (Wong et al. 2015). Los intentos a gran escala para evaluar la provisión de servicios ecosistémicos podrían depender de indicadores tales como las variables climáticas y estructurales que se correlacionan con los ecosistemas (Gamfeldt et al. 2013; Ruiz-Benito et al. 2014), o los índices de vegetación derivados de la información de detección remota (Pettorelli 2013). Identificar qué enfoques metodológicos (ej. mapeo) e indicadores utilizar para la determinación de los servicios ecosistémicos es el primer paso en la toma de decisiones sólidas en un contexto dado (Eigenbrod et al. 2010, Stephens et al. 2015), siendo la falta de información una de las principales limitantes en estos tipos de análisis, principalmente en áreas remotas como Patagonia (Martínez Pastur et al. 2016b).

Algunos autores sugieren que los muestreos representativos a campo solo permiten modelar algunos indicadores de servicios ecosistémicos principalmente a nivel regional (ej. servicio cultural relacionado a la recreación en un parque nacional) ya que necesitan intensos muestreos del área de estudio (Ala-Hulkko et al. 2019). Sin embargo, para esta tesis se modelaron varios servicios ecosistémicos a partir de diferentes indicadores que usaron muestreos a campo, por ejemplo el indicador potencial silvopastoril se utilizaron los datos de relevamiento del muestreo de bosques de ñire de la provincia (Peri y Ormachea 2013) y se combinaron para obtener un índice. Mientras que, los mapas de indicadores creados al modelar la relación entre las bases de datos y variables ambientales fácilmente medibles (clima, cobertura del suelo, tipos de suelo) son más comunes en la literatura de los servicios ecosistémicos (Eigenbrod et al. 2010), los cuales fueron los más utilizados en esta tesis. Por ejemplo, los mapas relacionados a servicios de regulación y soporte asociados al mantenimiento del pool genético (ej. mapa de la heterocigosidad esperada de los bosques de *Nothofagus*) y aquellos relacionados a la formación y composición del suelo (ej. contenido de carbono orgánico, fósforo y nitrógeno total en el suelo). Por otra parte, se encuentran los mapas representativos de los datos del área de estudio (ej. cobertura del suelo y superficies modeladas basadas en conocimiento previo). Recientes análisis han demostrado que determinar los servicios ecosistémicos a partir del tipo de cobertura de suelo es un proxy con limitaciones que puede llevar a generar compensaciones en las estrategias de gestión (Eigenbrod et al. 2010). Otros proxys basados en especies para evaluar la función del ecosistema y la prestación de servicios también han sido muy discutidos. En este contexto, trabajos previos han indicado que la diversidad funcional y filogenética, y no la

riqueza de especies, influyen directamente en la prestación de servicios ecosistémicos (Stephens et al. 2015). La productividad primaria neta anual (PPNA) han utilizado como proxy para los servicios ecosistémicos de provisión relacionado a la productividad agrícola o forestal, y también para aquellos servicios de regulación y soporte, como en esta tesis, relacionados al almacenamiento de carbono (Egoh et al. 2012). La importancia de la PPNA radica en que es un parámetro clave que refleja el crecimiento de las plantas e influye sobre ciclos biogeoquímicos, la biodiversidad, la capacidad de carga de los organismos heterotróficos, la resistencia del ecosistema y por último en los servicios ecosistémicos (Ito 2011).

En cuanto a los servicios ecosistémicos culturales, la gran mayoría de la literatura utiliza como indicadores las distancias a los recursos, números de visitantes, accesibilidad, entre otros (Posthumus et al. 2010). Sin embargo, la metodología a partir de fotos georreferencias ha sido incorporada en varios estudios (Casalegno et al. 2013; Wood et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2016b) donde la información a escala de paisaje es escasa. Es importante destacar que esta metodología propuesta implica que aquellos interesados sin acceso a la tecnología, ya sea Internet o cámaras digitales, no están representados en la población de la muestra y, por lo tanto, sus preferencias hacia los servicios culturales no están registradas. Las preferencias sociales hacia los servicios del ecosistema cultural varían entre los grupos de partes interesadas (Zagarola et al. 2014). En consecuencia, la representatividad de este método utilizado en la tesis en términos de población muestreada es menor que otras técnicas utilizadas para evaluar los servicios culturales (ej. entrevistas o cuestionarios), aunque su representatividad espacial es más amplia, ya que puede descubrir las preferencias de los servicios culturales en áreas remotas y escala regional. Por lo tanto, es necesario la integración de datos recopilados utilizando diferentes técnicas y a diferentes escalas espaciales (entrevistas y cuestionarios a escala local y redes sociales a escalas regionales) para desarrollar una comprensión más completa de los servicios del ecosistema cultural.

Para un correcto uso de los indicadores de servicio ecosistémicos, es necesario tener en cuenta la escala de análisis, validación y calibración (Stephens et al. 2015). Estudios en una escala espacial pequeña, utilizando datos recopilados a una mayor resolución espacial son capaces de detectar una mayor variabilidad en la calidad aparente, en comparación a los estudios más generales y a gran escala. La escala temporal también determina la relevancia de un indicador debido a la variación entre años (ej. indicadores de densidad de población basados en las tasas de avistamiento). Sin embargo, muchos de los indicadores que se suelen usar no presentan grandes variaciones temporales (ej. carbono orgánico en el suelo). Por otra parte, la confianza en el uso de un indicador está directamente relacionada con la cantidad de evidencia en terreno que valida su uso. Por ejemplo, los indicadores utilizados en esta tesis para los servicios de regulación y soporte han sido propuestos para determinar la calidad del suelo, como indicadores integradores de la calidad ambiental, la seguridad alimentaria y la viabilidad económica en otros estudios (Latterra et al. 2011; Egoh et al. 2012; Cordingley et al. 2015). Asimismo, mientras que la diversidad genética ha sido utilizada como indicador de áreas con excepcionales valores de conservación (Souto et al. 2015), el inverso del índice de huella humana ha sido utilizado para identificar aquellas áreas más intactas del planeta (Sanderson et al. 2002).

5.4.2 Los servicios ecosistémicos en la provincia de Santa Cruz a escala regional

5.4.2.1 Servicios ecosistémicos de provisión

Los servicios ecosistémicos de provisión han sido considerados por mucho tiempo los más importantes debido al rol que presentan dentro del desarrollo económico de las sociedades, siendo la provisión de comida, madera y fibras, algunos de los bienes más fácilmente identificables de los ecosistemas (MEA 2005). En la provincia de Santa Cruz, una de las principales actividades económicas es el pastoreo de ganado ovino, actividad que se ha desarrollado desde el año 1880 (Coronato 2015). Para esta tesis se calculó como indicador a la probabilidad de presencia de oveja en ambientes abiertos a partir del modelo propuesto por Pedrana et al. (2011). Este indicador presentó cambios a través del paisaje, aumentando de los valores hacia el este y sur de la provincia. Las áreas que presentaron el mayor valor fueron las áreas esteparias del sur, siendo estos resultados coincidentes con los encontrados en los análisis de componentes principales. A pesar de la gran extensión de las estepas (85% de la superficie de la región Patagónica) y su importancia económica para la provincia de Santa Cruz, pocos estudios locales se han realizado para determinar el impacto de la ganadería sobre estos ambiente (Peri et al. 2016a). En los últimos 70 años, la degradación en la estepa patagónica se ha producido debido a una sobreestimación en la capacidad de carga de estos ambientes, inadecuada distribución de los ambientales en grandes y heterogéneos potreros y un continuo pastoreo a través de los años (Del Valle et al. 1998; Gaitán et al. 2019). En este contexto, los principales tomadores de decisiones de la región han desarrollado prácticas sustentables que permitirían mantener el incremento de la demanda de este servicio ecosistémico de provisión. Para esto se ha desarrollado una gama de indicadores que permiten evaluar la condición de los pastizales Andrade et al. 2016) y potencialmente poder certificar los productos ganaderos. Estos indicadores al ser cualitativos pueden presentar una interpretación abierta y por lo tanto no clara. En este contexto, es necesario el desarrollo de indicadores cuantitativos de la condición de pastizales que puedan reflejar los impactos de la ganadería y las prácticas de manejo de la tierras (Peri et al. 2016a). La obtención de un mapa indicador del servicio ecosistémico de provisión relacionado a la ganadería permite obtener una mayor información sobre cómo se encuentra distribuido en la provincia. Sin embargo es necesario incluir otras características de los pastizales (ej. cobertura vegetal, stock de carbono en el suelo, biodiversidad) para una toma de decisiones más completa (Peri et al. 2016a).

La actividad petrolera representó un importante crecimiento en la provincia de Santa Cruz tras su descubrimiento en el año 1907 (Coronato 2015). Esta actividad se concentra principalmente hacia el extremo norte en la cuenca Golfo San Jorge presentando más de 20.000 pozos petroleros y hacia el extremo sur en la cuenca Austral presentando más de 1.500 pozos, siendo los principales operadores Producción petrolera Nacional del Petróleo (ENAP), Yacimientos Petrolíferos Fiscales (YPF) y TOTAL. Para este estudio, el indicador relacionado a la producción petrolera fue calculado a partir de la densidad de puntos petroleros (pozos. m⁻²) considerando un área de 10 km. A pesar de la sectorización espacial de esta actividad (extremo norte y sur

de la provincia), no se observaron diferencias significativas según las áreas ecológicas. Sin embargo, los análisis de componente principales mostraron una mayor relación con áreas ecológicas esteparias del norte. Algunos estudios indican que luego de finalizada la actividad existe una recuperación de la vegetación (Fuda et al. 2018), principalmente sobre las redes sísmicas y más lenta en las áreas puntuales de extracción. Sin embargo esta lenta recuperación del ecosistema puede verse fuertemente afectada en áreas más frágiles, como la estepa seca, donde los altos valores de desertificación pueden contribuir a retardar la revegetación o intensificar los efectos negativos (Del Valle et al. 1998, Gaitán et al. 2019). Así mismo, Fuda et al. (2018) identificó que la mayoría de los mamíferos no evitan estas áreas de alto impacto del hombre. A diferencia de los demás indicadores de servicios ecosistémicos de provisión, la actividad petrolera puede realizarse dentro de las áreas protegidas (Ley n° 2.185 de la reserva provincial Mesera Espinosa y El Cordón), donde la mayor actividad se encuentra dentro de la reserva provincial Meseta Espinosa y El Cordón y el parque nacional Monte León. Esta actividad dentro de las áreas protegidas, pone en consideración la incidencia potencial sobre el bosque de *Nothofagus*, algunos estudios reportan que las líneas sísmicas disminuyen el tamaño de los parches forestales, aumentando el número de los mismos y sus impactos sobre la vegetación y regeneración (van Rensen et al. 2015; Pattison et al. 2016).

Finalmente, en continuación con los servicios de provisión se encuentran aquellos específicos de los bosques de *Nothofagus*, los cuales se discutirán en el apartado referente a los bosques de *Nothofagus* (5.4.3 Los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques).

5.4.2.2 Servicios ecosistémicos de regulación y soporte

Las consecuencias debido al sobreuso de los servicios ecosistémicos de provisión sobre las estructuras y funciones del ecosistema naturales han generado un incremento en el estudio de los servicios de regulación y soporte (MEA 2005; De Groot et al. 2012; Li et al. 2018). Para esta tesis, se evaluaron aquellos servicios relacionados principalmente a la formación del suelo a partir de los indicadores contenido de carbono orgánico, fósforo y nitrógeno total en el suelo, 0-30 cm y aquellos relacionados al mantenimiento del pool genético, fijación de carbono y calidad de hábitat a partir de los indicadores de heterocigocidad esperada en los bosques de *Nothofagus*, productividad primaria neta anual y el hábitat natural.

Los modelos de predicción para los indicadores relacionados a la formación y composición del suelo pudieron explicar entre el 77% de la variación del contenido de carbono orgánico (rango de 0,08 a 16,24 kg.m⁻²) y el fósforo total en el suelo (rango de 3,74 a 36,65 g.m⁻²), mientras que para el nitrógeno total en el suelo el modelado explicó el 88% de su variación (rango de 0,17 a 1,82 kg.m⁻²). La predicción y el mapeo a escala regional fueron posible utilizando datos geoespaciales disponibles de clima, topografía y vegetación. El modelo de contenido de carbono orgánico y nitrógeno total en el suelo presentaron a la cobertura vegetal, representada como el NDVI, como el predictor más fuerte de las variables, lo cual es consistente con Kunkel et al. (2011) para ecosistemas semiáridos de montaña. Las características de las variables climáticas de la provincia de Santa Cruz influyeron sobre el stock de carbono orgánico, presentando un aumento de carbono al aumentar la isothermalidad y una disminución al aumentar la estacionalidad de la precipitación. Mientras que para el stock

de nitrógeno total, las variables topográficas y climáticas influyeron presentando un aumento del nitrógeno al aumentar la elevación e isothermalidad. Por otra parte, el modelo del stock de fósforo total en el suelo presentó al índice de aridez global (mayor stock de fósforo total en ambientes más áridos) como el predictor más fuerte variable. Wang et al. (2009) identificó una fuerte relación entre el nitrógeno total y el carbono orgánico, atribuible al carbono orgánico como fuente de nitrógeno y a las condiciones que afectan los procesos de plantas y microbios, mientras que el fósforo total se asoció más fuertemente con el contenido de partículas más finas del suelo, a las que el fósforo se une más firmemente. Cabe mencionar que, la disponibilidad de carbono y nitrógeno puede verse afectada por procesos biológicos, mientras que la disponibilidad de fósforo se encuentra más relacionada a procesos físicos (ej. meteorización mecánica) que a la descomposición de materia orgánica (Delgado-Baquerizo et al. 2013; Jiao et al. 2016).

Algunos modelos sugieren que los bosques y pastizales de alta latitud pueden comportarse como fuente de carbono y nitrógeno en respuesta al aumento de la descomposición de la materia orgánica del suelo o nitrógeno neto mineralizado resultante del aumento de la temperatura (Davidson et al. 2000, Tian et al. 2010, Guntiñas et al. 2012). Por lo tanto, la sensibilidad de la descomposición de la materia orgánica en el suelo a la temperatura en parte, determina cuánto carbono se transferirá a la atmósfera. Algunos estudios han reportado el efecto directo de la temperatura en la mineralización del nitrógeno con las tasas más altas a temperaturas cercanas a los 25°C (Knoepp y Swank 2002, Bagherzadeh et al. 2008). En este sentido, los efectos de la elevación en las reservas totales de nitrógeno del suelo también pueden haber sido impulsados por la variación en la precipitación, siendo los sitios de alta elevación en la Patagonia austral los que reciben más lluvia. También se ha demostrado que aumentar la variabilidad en la lluvia y el contenido de agua del suelo afecta significativamente el stock de carbono y nitrógeno del suelo en los pastizales (Austin y Sala 2002). Cabe mencionar que, Peri et al. (2016a) informaron que las tasas de respiración del suelo se correlacionaron fuertemente con la temperatura del suelo mediante la evaluación de la dinámica estacional en pastizales contrastantes en gradientes climáticos (lluvia), intensidad de pastoreo a largo plazo (tasas de almacenamiento moderadas y altas en los últimos 80 años) y usos de la tierra (sistema silvopastoril, bosque primario y pastizales). Por lo tanto, la precipitación limita la producción de plantas y la descomposición en ecosistemas áridos, con una mayor respuesta de la producción de plantas en relación con la descomposición (Sala et al. 1988). Sin embargo, es probable que stock de carbono orgánico sea controlado por la compleja interacción de factores ambientales y bióticos. Es importante mencionar que, la reducción de los niveles de carbono orgánico, nitrógeno total y fósforo total puede resultar en una disminución en el suministro de nutrientes del suelo y fertilidad, y, en consecuencia, en la productividad vegetal en ambientes áridos (Huang et al. 2007, Jiao et al. 2016).

La heterogeneidad de las unidades de paisaje, suelos y gradientes climáticos de la provincia de Santa Cruz, influyen sobre la formación y composición del suelo analizadas en esta tesis, presentando cambios en las diferentes áreas ecológicas. El stock de carbono orgánico en el suelo presentó un valor medio para la provincia de 5,20 kg.m⁻², donde los valores más altos se encontraron principalmente en las estepas húmedas del sur, seguido por las áreas cordilleranas, siendo estas asociaciones visualizadas en los análisis de los componentes principales. Por otra parte, el nitrógeno total en el suelo presentó un valor medio para la provincia de 0,47 kg.m⁻²

², donde los valores más altos se observaron tanto en las áreas esteparias del sur de la provincia como en la zona cordillerana, siendo coincidente con las asociaciones encontradas en el PCA. Tian et al. (2006) informó para el norte de China, los valores más altos de nitrógeno total en el suelo se observaron en los bosques, seguido por los humedales. Esto resalta la importancia de las condiciones ambientales (principalmente el agua del suelo disponibilidad y temperatura), entrada de residuos orgánicos, biomasa microbiana del suelo y propiedades del suelo en la magnitud de la respiración y mineralización del suelo entre los diferentes ecosistemas. Mientras que el fósforo total en el suelo presentó un valor medio para la provincia de $10,75 \text{ g.m}^{-2}$, donde los valores más altos se encontraron en la estepa seca y en el Pastizal Subandino. Estas áreas de la estepa seca se caracterizan por altas temperaturas y bajas precipitaciones lo que determina una alta concentración de fósforo debido a la baja lixiviación (Delgado-Baquerizo et al. 2013). Por otro lado, los valores más bajos de carbono orgánico y nitrógeno total se encontraron en las áreas de estepa seca de la provincia, mientras que para el fósforo total fueron las estepas húmedas. En los ambientes áridos y semi-áridos, la disponibilidad reducida de carbono y nitrógeno pueden desequilibrar las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo, lo que limita la actividad y diversidad tanto de plantas como microbiana, esto puede tener un importante efecto negativo sobre la productividad primaria y la descomposición de la materia orgánica, incluso cuando el fósforo está disponible (Delgado-Baquerizo et al. 2013). Esto coincide con los resultados encontrado por Peri et al. (2011) en la estepa seca, donde los valores bajos de carbono, se deben a la baja cobertura vegetal y baja productividad primaria neta anual, donde las altas cargas ganaderas históricas que se han presentado en el área, cuando comenzó la cría de ovejas por los colonos europeos han generado altos grados de desertificación (Figura 2.4-1, Capítulo 2). Bahn et al. (2008) indicó que el grado en que el flujo de CO_2 del suelo estuvo acoplado al contenido de carbono del suelo pudo estar determinado en gran medida por las reducciones del suministro mediante la eliminación de la biomasa aérea a través del pastoreo. Los ecosistemas de pastizales con alta materia orgánica del suelo pueden promover la descomposición de la materia orgánica (actividad microbiana) mediante la adición continua de material vegetal y recambio de raíces, aumentando así tasas de respiración del suelo. Por otra parte, el efecto del pastoreo sobre el nitrógeno de los suelos de los pastizales no está bien definido; por ejemplo, Berg et al. (1997) no encontraron diferencias en la concentración de nitrógeno en el suelo luego de 50 años de pastoreo, mientras que Conant et al. (2001) informaron que las técnicas efectivas de manejo del pastoreo pueden aumentar la biomasa aérea y tienen el potencial de aumentar el almacenamiento de carbono y nitrógeno en el suelo. Actualmente, para la provincia de Santa Cruz, las áreas de mayor actividad ganadera coinciden con sitios de valores de carbono y nitrógeno son más altos (ej. EMH y EMS). Esto toma relevancia ya que para la provincia de Santa Cruz, los valores más altos de COS y FTS se encuentran fuera del sistema de áreas protegidas y por lo tanto expuesto a las presiones de uso. Sin embargo, los valores más altos de NTS se encuentran dentro de áreas protegidas (principalmente en Península de Magallanes y Tucu Tucu).

El indicador productividad primaria neta anual (PPNA) ha sido uno de los más importantes indicadores utilizado en el análisis de los servicios ecosistémicos (Ito 2011; Stephens et al. 2015) ya que es un indicador fácil de obtener, gratuito y confiable (Zhao y Running 2010) asociado a servicios ecosistémicos como la fijación de carbono. La provincia de Santa Cruz, presentó un valor medio de $120,50 \text{ grC.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$, donde los valores

más altos se obtuvieron en la estepas magallánicas, seguido por el Complejo Andino y Matorral de Mata Negra, mientras que los valores más bajos se observan en la zona esteparia del norte y el Pastizal Subandino. Este servicio presentó un patrón similar al del contenido de carbono orgánico en el suelo. Esto se debe a la relación entre el ciclo de carbono en el suelo y la actividad vegetal de la superficie, donde valores altos de carbono orgánico en el suelo indican mayor actividad microbiana y vegetal (Wang et al. 2009; Ito 2011). Más allá de las potenciales inferencias que puedan realizarse entre estas dos variables, es importante destacar que la PPNA es un parámetro clave para evaluar los flujos de carbono del ecosistema, además permite detectar impactos ambientales (ej. cambio climático), y está fuertemente relacionado con los servicios ecosistémicos de provisión (ej. alimentos, madera, fibra y leña) y biodiversidad (ej. recursos genéticos o biomasa en descomposición (Ito 2011). En este sentido, este servicio ecosistémico puede verse fuertemente afectado por diferentes actividades económicas (ej. ganadería) debido al impacto que se genera sobre el suelo y la vegetación. Peri et al. (2016c) encontró una disminución en la PPNA en aquellas áreas donde existe un sobrepastoreo de la vegetación (ej. EMH y EMS presentaron una disminución de la mitad de la PPNA entre un sistema moderadamente pastoreado a sobre pastoreado). Cabe destacar, que este servicio presentó los valores más altos fuera de la red de áreas protegidas, quedando expuesto a diferentes impactos del hombre junto con varios de los servicios relacionados a la formación y composición del suelo. Siendo las reservas provinciales, principalmente en la Península de Magallanes y la reserva Tucu Tucu, las únicas áreas donde los valores son altos.

El hábitat natural (0-1) calculado a partir de la inversa del Índice de Huella humano obtenido en el Capítulo 4 de esta tesis, presentó un valor medio a nivel provincial de 0,76, donde los valores más altos se encontraron en las áreas cordilleranas. Estas áreas cercanas a la Cordillera de Los Andes, presentan una alta naturalidad en sus ambientes debido a que el avance del hombre sobre estos ambientes ha sido menor. Algunas actividades e impactos del hombre han modificado la naturalidad de estas áreas, principalmente la actividad forestal (ej. producción forestal) o en áreas ecotonaes (ej. silvopastoril) (Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2019a). Sin embargo, debido a la protección que presentan estas áreas ecológica a través de parques nacionales o reservas provinciales (ver Figura 2.5-1, Capítulo 2), existe una representatividad de este indicador dentro de la red de áreas protegidas con alta naturalidad así como bajos valores de desertificación (ver Figura 2.4-1, Capítulo 2). Las áreas esteparias del norte presentan valores medios de hábitat natural, sin embargo, debido a la baja productividad del pastizal, grados de desertificación y fragilidad del ecosistema (Figura 2.4-1, Capítulo 2, Del Valle et al. 1998), el uso de la tierra para la ganadería es menor. Además, no existe un alto desarrollo de centro poblados, encontrándose principalmente establecimientos de fomento o parajes (ej. Gobernador Moyano), lo que disminuye los potenciales compensaciones entre servicios ecosistémicos. Por último, las áreas ecológicas con menor hábitat natural son las áreas esteparias localizadas en zona sur de la provincia, con ambientes afectados por las actividades humanas (ej. petróleo, ganadería), debido a la alta productividad de los ambientes, así como la cercanía a grandes ciudades (ej. Río Gallegos).

Los servicios de regulación y soporte específicos de los bosques, son discutidos en el apartado referente a los bosques de *Nothofagus* (5.4.3 Los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques).

5.4.2.3 Servicios ecosistémicos culturales

Los servicios ecosistémicos culturales, raramente han sido integrados en las tomas de decisiones debido a que son no materiales, presentan relaciones complejas con las variables biofísicas y es difícil poder cuantificar sus múltiples valores intangibles (Daniel et al. 2012), siendo las contribuciones de las actividades recreacionales al bienestar económico los más estudiados (Hernández Morcillo et al. 2013, Milcu et al. 2013). Recientemente, algunos estudios han analizado la distribución espacial de los servicios ecosistémicos cultural sobre la base de las percepciones y valores sociales (Fagerholm et al. 2012, Klain y Chan 2012, Plieninger et al. 2013, Martínez Pastur et al. 2016b), donde el principal desafío fue mapear los servicios culturales, especialmente en aquellas áreas con baja disponibilidad de datos, como la Patagonia austral. Para esta tesis, se evaluaron los servicios culturales relacionados a valores estéticos, de existencia, identidad local y de recreación a partir del re-análisis de los mapas obtenidos por Martínez Pastur et al. (2016b) para la provincia de Santa Cruz.

Los valores estéticos relacionados con bellezas escénicas se observaron hacia el oeste en la zona Cordillerana, principalmente cerca de cuerpos de agua (Lagos Argentino y Viedma) y los glaciares, mientras que hacia el noroeste los valores disminuyeron, siendo mínimos hacia la estepa. Cabe destacar que este servicio se encuentra principalmente dentro de los parques nacionales (ej. Los Glaciares), donde la presencia de agua, fauna exótica, vegetación y montañas son algunos de los elementos ambientales que más se relacionan con estos valores (García-Llorente et al. 2012, Martínez Pastur et al. 2016b). Sin embargo, también se destacan algunas ciudades de la costa (ej. Puerto Deseado) debido a su cercanía con el agua. Por otra parte, los valores de existencia se encuentran relacionados a la presencia de especies de alto valor para la sociedad, donde las áreas cordilleranas presentaron los valores más altos. Acá, vuelven a tomar importancia los parques nacionales de la zona cordillerana presentando una relación positiva con los ambientes boscosos (Martínez Pastur et al. 2016b) y zonas costeras (Puerto Deseado, Puerto Santa Cruz y parque nacional Monte León) por el avistaje de ballenas y lobos marinos. Los servicios culturales relacionados a valores de identidad local están dados por la relación humano-naturaleza e influenciados por factores como la propiedad, la ética o la religión (ej. el pastoreo de ovejas en la Patagonia) y el patrimonio cultural dado por los “recuerdos” en el paisaje de los lazos culturales pasados (MEA 2005). El indicador identidad local presentó los valores más altos principalmente en las áreas ecológicas cordilleranas, aunque se destacan algunas ciudades costeras debido a la historia local (ej. Puerto Santa Cruz, ciudad más antigua de la provincia), y lugares como el Lago Strobel y su camino a Cueva de las Manos (Patrimonio Mundial de la UNESCO) donde se encuentran importantes pinturas y reliquias de los pueblos originarios (Podestá et al. 2005). Finalmente, el indicador recreación presentó los valores más altos en la estepa de la zona sur de la provincia, seguido por las áreas cordilleranas, conectadas estas áreas a partir de una de la ruta provincial n° 5 (principal vía de comunicación entre Río Gallegos y El Calafate).

Los servicios ecosistémicos a escala regional para la provincia de Santa Cruz presentaron áreas de hot-spot y cold-spot a través del paisaje. Las áreas esteparias del norte se asociaron con pocos servicios ecosistémicos, principalmente de provisión a partir de la actividad petrolera y de regulación y soporte a partir del indicador contenido de fósforo en el suelo, así mismo el Matorral de Mata Negra se asoció principalmente

con servicios de provisión asociados a la actividad ganadera y culturales relacionados a actividades de recreación. Mientras que, algunas áreas ecológicas presentaron una gran diversidad de servicios ecosistémicos, destacándose el Complejo Andino, asociado con seis indicadores de servicios de provisión, regulación y soporte y culturales. Estos resultados visualizan la importancia de entender la complejidad del paisaje en la multifuncionalidad que presentan al brindar más de un servicio ecosistémico (Gonzalez-Redin et al. 2015). En este contexto, la multifuncionalidad de estas áreas ecológicas muestra los potenciales compensaciones que pueden existir entre servicios de provisión y los de regulación y soporte. Este tipos de compensaciones, afectan el sostenimiento en calidad y cantidad a largo plazo de varios servicios ecosistémico, siendo reportado previamente para diferentes ecosistemas (Turkelboom et al. 2017). Sin embargo, en otras áreas ecológicas (ej. Pastizal Subandino) donde la coexistencia espacial ocurre entre varios servicios de regulación y soporte (ej. formación y composición del suelo) y culturales podrían generarse sinergias que permitan el mantenimientos de los servicios (Casalegno et al. 2013).

5.4.3 Los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*

Uno de los servicios de provisión de los bosques de *Nothofagus* se relacionó con la actividad ganadera en el paisaje forestal, la cual ha sido desarrollada principalmente en los bosques de ñire (Peri y Ormaechea 2013), donde casi un 70% de su superficie presentan uso ganadero y un uso secundario de la madera (ej. leña, postes). El uso de estos ambientes a partir del manejo silvopastoril pretende combinar el manejo de los árboles y las pasturas, con la ganadería en una misma unidad de superficie (Peri et al. 2016b). En este estudio, se estimó el servicio ecosistémico de provisión a partir del indicador índice de potencial silvopastoril a partir de combina la producción de biomasa del sotobosque y la producción de madera (Peri y Ormaechea 2013), donde los valores más altos se observaron en aquellos bosques de ñire de las áreas ecológicas Complejo Andino, Estepas Magallánicas Húmeda y Seca. Al considerar solo el paisaje forestal, los valores más altos se observaron en ambientes con más del 50% de cobertura forestal de bosques de ñire, seguido por áreas ecotonales con el pastizal. Cabe destacar que los valores de cero encontrados en los tipos de paisaje forestal de lenga y asociaciones con el bosque mixto siempreverde se debe a que estos se encuentran principalmente dentro de las áreas protegidas, donde para este estudio se consideró que no existe la actividad, estas asociaciones también fueron visualizadas en los análisis de los componentes principales. El sistema silvopastoril permite diversificar los ingresos de las estancias, ya sea directamente de la venta de madera y animales, y/o indirectamente mediante la provisión de refugio de ganado, mejorando el bienestar animal y los efectos beneficiosos sobre la conservación del suelo (Peri et al. 2016b). En los últimos años, al igual que para el manejo sustentable en las estepas, se han desarrollado diferentes pautas para planes de manejo y legislaciones para maximizar los servicios ecosistémicos de los bosques de ñire, como la realización de inventarios forestales, prácticas silvícolas, ajustes de la carga ganadera, estrategias que permitan la regeneración forestal y pautas para la conservación de los ambientes naturales (ej. mantenimiento de la biodiversidad). Por otra parte, los bosques de lenga han sido

principalmente aprovechados por su potencial maderero (Martínez Pastur et al. 2000; Peri et al. 2019a), debido a las buenas características de su madera. El aprovechamiento de la madera es una de las principales actividades económicas que se produjo durante 1980-2005 en más de 170 países, percibiendo directamente los beneficios de los ecosistemas naturales (Gunn et al. 2019). En este estudio se calculó el indicador de volumen total sin corteza de los bosques de lenga y mixtos relacionado al servicio ecosistémico de provisión asociado a la obtención de fibra (Peri et al. 2019a), observándose los valores más altos en los bosques que se encuentran en el área ecológica Complejo Andino. Los valores más altos se observaron en los bosques de lenga combinado con ñire (P+NA-NP) y los bosques de lenga puros (B-NP). A pesar de que en la actualidad no hay aserraderos funcionando en la provincia, el uso del bosque de lenga por los pobladores en las primeras explotaciones forestales comenzaron con pequeños y medianos aserraderos a principios del siglo XX y hasta el 2001, donde los productos eran destinados principalmente para los mercados de los pueblos y ciudades (Peri et al. 2019a). El cálculo de estos indicadores de servicios ecosistémicos de provisión podría ser utilizado como una herramienta para identificar áreas donde se encuentran los valores más altos de provisión de estos servicios. En este contexto, hay que tener en cuenta que esta propuesta consideró que dentro de las áreas protegidas no se encuentra actualmente disponible la provisión de estos servicios, por lo que no es posible utilizar estos mapas ante un cambio de conservación (ej. área protegida pasa a ser área no protegida o que es posible realizar manejo forestal dentro de un área protegida) ya que no se conoce el potencial en los bosques protegidos.

Mientras que, los indicadores de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte relacionados a la formación del suelo presentaron valores menores en las diferentes asociaciones con el paisaje forestal respecto al resto de las áreas esteparias, destacándose el contenido de carbono orgánico en el suelo en los bosques de ñire, mientras que el contenido de fósforo total en el suelo ocurrió en áreas donde se combina el pastizal con el bosque de lenga y el nitrógeno total en el suelo presentó los valores más altos en los bosques de lenga. Estos resultados también se visualizaron en los análisis de los componentes principales. Algunos estudios han evaluado la relación entre los nutrientes y los bosques de ñire, donde Peri et al. (2010) identificaron que la acumulación de carbono en bosques maduros aumentó con la calidad de la clase de sitio, mientras que Gargaglione et al. (2013) demostraron que el stock de nutrientes en raíces aumentó al disminuir la calidad de sitio. Además, en los bosques templados, el nitrógeno es un factor limitante, presentando el bosque de ñire los valores más bajos de stock de nitrógeno disponible (Bahamonde et al. 2013). Sin embargo, el contenido de carbono orgánico en el suelo es relativamente abundante comparado con otros bosques templados (Peri et al. 2015). Bahamonde et al. (2018) identificaron que el nitrógeno total en el suelo aumenta con la latitud y disminuye con la elevación en los bosques de ñire de Santa Cruz. En forma similar, algunos autores sugieren que los bosques de altura pueden comportarse como fuente de carbono y nitrógeno en respuesta al aumento de la descomposición de la materia orgánica del suelo (Davidson et al. 2000; Tian et al. 2010; Guntiñas et al. 2012). Por otro lado, a pesar de que se sabe que el stock de fósforo en el suelo depende más de procesos físicos (ej. erosión) que biológicos, algunas formas insolubles del fósforo en el suelo pueden verse afectadas por procesos biológicos en el desarrollo de los bosques (Brandtderg et al. 2010), aunque estos aportes llegan a ser mínimos en comparación al stock de fósforo presente en el área debido a procesos físicos de largo tiempo (ej.

meteorización). Cabe destacar que, el fosforo disponible puede verse afectado por el pH de los suelos (a pH muy ácidos o muy básicos el fosforo precipita), y debido a que estos bosques se caracterizan por presentar suelos parcialmente ácidos (Peri et al. 2008), la disponibilidad de fosforo podría ser limitante en el desarrollo de los bosques y del sotobosque.

La materia orgánica en el suelo de los bosques ha sido identificada con un indicador de la productividad vegetal, siendo importante conocer estas propiedades del suelo para el desarrollo de prácticas de manejo adecuadas al área en particular. En este contexto, el indicador PPNA también presenta valores marginales en paisaje forestal en comparación con las áreas esteparias, sin embargo el PPNA en los bosques templados está fuertemente relacionada con el ciclo interno de nutrientes (Bahamonde et al. 2019), y el secuestro de nutrientes en estructuras leñosas (Peri et al. 2008). La PPNA presentó los valores más altos en aquellas áreas donde los bosques de ñire se combinan con los bosques de lenga. Peri et al. (2008) encontraron que la acumulación de biomasa en los árboles del bosque de ñire fue menor comparada con otras especies de *Nothofagus*, sin embargo, la acumulación puede aumentar en áreas con mejores condiciones (ej. más humedad disponible en el suelo). El almacenamiento de carbono en los bosques de ñire y más en aquellos bajos manejo silvopastoril donde la biomasa del sotobosque es mayor, se presenta bajo dos mecanismos principales: (i) almacenamiento de carbono en la biomasa de los árboles y (ii) almacenamiento de carbono orgánico del suelo a través de los ingresos de carbono al suelo como hojarasca (Peri et al. 2017). Bahamonde et al. (2019) identificaron que ambas especies (lenga y ñire) presentan similares tasas de eficiencia de resorción de macronutrientes. Sin embargo, podrían ser las condiciones ambientales restrictivas (ej. bajas temperaturas y/o estrés hídrico) las que presentan una mayor importancia en la productividad de los bosques.

Otro de los indicadores de servicios ecosistémicos de regulación y soporte asociado al mantenimiento del pool genético que se analizó en esta tesis, fue la heterocigosidad esperada para los bosques de *Nothofagus* calculado a partir de Souto et al. (2015). El modelado pudo explicar el 77% de la variación para los bosques de lenga y el 93% para los bosques de ñire. En el presente estudio, la heterocigosidad esperada de los bosques de *Nothofagus* estuvo principalmente determinado por el clima. El modelo para la lenga determinó que la heterocigosidad esperada se incrementa al aumentar la temperatura, precipitación y aridez (ambientes más húmedos), siendo mayor en los bosques cercanos al campo de hielo en el Lago Argentino, mientras que el modelo de ñire mostró que el indicador aumentó levemente al aumentar la estacionalidad de la temperatura y precipitación, siendo mayor en los bosques cercanos a Río Chico y hacia el sur en la zona de Güer Aike. Estos resultados son coincidentes con los hot-spots encontrados por Souto et al. (2019), para nueve especies de los bosques Patagónicos. Los tres mapas de heterocigosidad esperada se combinaron para obtener un único mapa del indicador para los bosques de *Nothofagus*. La diversidad genética, se ha demostrado que es importante para la supervivencia de las poblaciones, ya que se adaptarían mejor al cambio climático (ej. eventos climáticos extremos) debido a una mayor resiliencia del sistema, siendo por ende claves para priorizar su conservación (Mortiz 2002; Schaberg et al. 2008). En la provincia de Santa Cruz, este indicador se encuentra principalmente dentro de áreas protegidas, siendo el parque nacional Los Glaciares y la reserva provincial Península de Magallanes las que presentan el rol más importante. Además, al analizar el servicio dentro del paisaje forestal,

se observó que los valores más altos se encontraron en áreas donde existe la mayor cobertura de bosque de ñire, seguida por aquellas áreas donde se combinan el bosque de ñire con el pastizal. Soliani et al. (2017) determinaron áreas vulnerables para los bosques de lenga y ñire en la Patagonia Sur, siendo aquellos lugares donde la distribución actual del bosque puede verse afectada debido al cambio climático. Estas áreas vulnerables presentan algunas zonas que se corresponden con aquellas de alto valor del indicador analizado en esta tesis, como por ejemplo los bosques hacia el norte de la provincia en el área de Río Chico y hacia el sur en el área de Güer Aike. Considerando la importancia de la diversidad genética para la continua adaptabilidad, la salud y la producción forestal (aprovechamiento de bosques primarios en la provincia de Santa Cruz), la pérdida de diversidad genética podría ser una seria amenaza para los ecosistemas forestales y los bienes y servicios que estos proveen (Schaberg et al. 2008). Finalmente dentro de este grupo de servicios ecosistémicos, el indicador hábitat natural, presentó los valores más altos en el paisaje forestal donde se encuentra una mayor cobertura de pastizal y en áreas donde se combina el pastizal con los bosques de lenga y mixtos siempreverde, principalmente dentro de las áreas protegidas. Algunas actividades económicas han impactado los bosques de lenga (ej. producción forestal) modificando la naturalidad de estos ambientes (Martínez Pastur et al. 2000; Peri et al. 2019a). Sin embargo, la creación de áreas protegidas sobre los bosques de lenga ha llevado a una disminución de los impactos del hombre. Por su lado, los bosques de ñire con una muy baja representatividad dentro de las áreas protegidas (ver Figura 2.5-1, Capítulo 2), disminuyeron su grado de naturalidad bajo el uso silvopastoril (Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2019a). Conocer áreas de bosques con alto hábitat natural, nos permite identificar zonas donde las comunidades naturales se encuentran más intactas y las funciones ecosistémicas más preservadas (Sanderson et al. 2002), siendo de importancia para la creación de nuevas áreas protegidas.

Los indicadores de los servicios ecosistémicos culturales calculados a partir de la metodología propuesta por Martínez Pastur et al. (2016b), determinaron que estos indicadores están fuertemente asociados al paisaje forestal, siendo los valores más altos en sitios que combina el pastizal con el bosque y dentro de las áreas protegidas en bosques de lenga con mixtos siempreverdes. A excepción de los valores de recreación que se destacan en las áreas esteparias, y se encuentran representados en menor medida en el bosque de ñire. Los servicios ecosistémicos culturales presentan una importante relación con las áreas protegidas, donde los valores estéticos se relacionan con la presencia de agua, fauna y montañas (García-Llorente et al. 2012, Martínez Pastur et al. 2016b), variables biofísicas presentes en toda la zona cordillerana de la provincia de Santa Cruz y principalmente en el parque nacional Los Glaciares. Además, los valores de existencia presentan una relación positiva con los ambientes boscosos (Martínez Pastur et al. 2016b), siendo la accesibilidad a este servicio mayor en las áreas protegidas, donde los bosques de lenga y mixto siempreverde presentan la mayor superficie (ver Tabla 2.5-1, Capítulo 2). Estos resultados son coincidentes con aquellas evidencias, que indican que estos servicios pueden ser un motivador suficiente para usar, poseer, administrar o proteger una superficie para propósitos particulares, como la creación de nuevas áreas protegidas o instalaciones turísticas (Plieninger et al. 2015). Por otro lado, los valores de recreación en los bosques de sólo ñire, se debe a que estas áreas presentan árboles más separados, están en lugares con una mayor accesibilidad y que la mayor superficie se encuentran

fuera de las áreas protegidas, lo cual permite realizar actividades de recreación que no son permitidas en algunas áreas protegidas (ej. acampar o fogatas).

5.5 Conclusiones

El estudio de los servicios ecosistémicos a partir del mapeo ha permitido conectar los intereses de la sociedad con los ecosistemas naturales a escala de paisaje, permitiendo determinar la multifuncionalidad de los ecosistemas. El objetivo de este Capítulo (objetivo específico 3) fue determinar la provisión y correlación de servicios ecosistémicos a nivel provincial para diferentes áreas ecológicas, y en distintos tipos de bosque. Estos mapas pudieron obtenerse a partir de diferentes metodologías, entre las cuales se encuentra el uso de proxys como la productividad primaria neta anual, el re-análisis de mapas externos y el modelado a partir de datos disponibles a campo e imágenes satelitales. Los resultados de este Capítulo permiten aceptar la Hipótesis 3 de esta tesis, indicando que la provisión de los distintos tipos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación, soporte y culturales) no son independientes, sino que interactúan entre sí, donde los servicios de provisión se encuentran en relación directa a los servicios de regulación y soporte, estando relacionados por los componentes que los definen y caracterizan, siendo las estructuras biofísicas (ej. bosques) los factores de mayor influencia sobre los servicios culturales. Donde las áreas cordilleranas presentan más servicios ecosistémicos respecto a otras áreas no forestales, destacándose los de regulación y soporte. Particularmente para los bosques de *Nothofagus*, la congruencia de servicios de provisión y regulación y soporte se asocia a los bosques (>50% de cobertura) de ñire fuera de las áreas protegida, mientras que los bosques de lenga combinados con el pastizal se relaciona a los culturales (ej. valores de existencia). Los diferentes mapas de servicios ecosistémicos nos permitieron: (i) relacionar los servicios con características biofísicas de los ecosistemas, (ii) conocer los cambios en el paisaje e identificar geográficamente áreas con alta y baja provisión de servicios, (iii) identificar hot-spot o cold-spot de servicios ecosistémicos, (iv) conocer la representatividad dentro del sistema de áreas protegidas y (v) conocer potenciales compensaciones o sinergias entre los diferentes servicios ecosistémicos. Estos mapas en conjunto (provisión, regulación y soporte y culturales) o individuales (n=14) son una herramienta poderosa para la toma de decisiones a nivel de paisaje, contribuyendo a: (i) analizar las pérdidas en la provisión de servicios ecosistémicos debido las presiones antrópicas, (ii) definir nuevas áreas potenciales para la conservación de algunos servicios ecosistémicos (ej. regulación y soporte), (iii) predecir los posibles efectos de la desertificación y el cambio climático a largo plazo y (iv) desarrollar propuestas de ordenamiento territorial, planificación y conservación de las tierras a escala de paisaje.

Capítulo 6

Potenciales sinergias y compensaciones entre los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad

6.1 Introducción

En los últimos años, la relación que existe entre la provisión de servicios ecosistémicos y la biodiversidad ha tomado mayor importancia (Currie 2011; MAES 2013). La biodiversidad posee un rol crítico para el suministro de servicios ecosistémicos, donde éstos se obtienen sólo si los ecosistemas incluyen la biodiversidad que garantiza los procesos funcionales necesarios para su generación (Thompson et al. 2011; Harrison et al. 2014; Mori et al. 2017). Las interacciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos son muy poco conocidas, siendo difícil predecir los cambios en la provisión de servicios bajo factores complejos como el cambio climático (Mace et al. 2012). Sin embargo, una gran cantidad de estudios han intentado entender estas interacciones en ecosistemas bajo manejo (MEA 2005; De Groot et al. 2010; Thompson et al. 2011; Martínez Pastur et al. 2017).

El desafío en el diseño de planes de manejo y conservación es determinar las áreas donde existe una congruencia espacial entre altos valores biodiversidad y múltiples servicios ecosistémicos a escala de paisaje (Carpenter et al. 2009; Raudsepp-Hearne et al. 2010; Cordingley et al. 2015). Muchas veces las acciones para mejorar la provisión de algunos servicios ecosistémicos (ej. ganadería), ha llevado a la disminución de otros servicios o de la biodiversidad (ej. ciclados de nutrientes). Estas interacciones pueden definirse como: (i) compensaciones, cuando al mejorar la provisión de un servicio hay una reducción en la provisión de otro servicio y/o pérdida de biodiversidad. Por ejemplo, el aprovechamiento forestal presenta compensaciones con el almacenamiento de carbono, los valores estéticos y la calidad del hábitat (Carpentier et al. 2016; Cordingley et al. 2016; Martínez Pastur et al. 2017). (ii) Sinergias, cuando al mejorar la provisión de un servicio se mejoran múltiples servicios simultáneamente y/o se mantiene la biodiversidad. Por ejemplo, Thompson et al. (2009) reportó que en un 76% de 21 estudios mostraron una relación directa entre el aumento de la biodiversidad de los bosques y un aumento en la fijación de carbono medida a partir de la productividad primaria neta anual. Estas interacciones se pueden gestionar para reducir costos o para mejorar la multifuncionalidad del paisaje (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Mori et al. 2017). Por ejemplo, la implementación de prácticas de manejo más amigables con el ecosistema como los sistemas silvopastoriles, que a partir de un manejo integral de los elementos del paisaje, mejoran los valores estéticos del paisaje, la protección contra la erosión le suelo, produce un aumento de la producción del sotobosque a largo plazo y una mejor conservación de la biodiversidad (Peri et al. 2016b).

Comprender la dinámica entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad es particularmente importante para mantener ecosistemas resilientes (Mori et al. 2017; Perera et al. 2018). Algunos estudios sugieren que la pérdida de servicios de regulación y soporte y culturales en áreas de alto aprovechamiento de

servicios de provisión puede afectar la sostenibilidad de esa producción, disminuir la posibilidad de diversificar las actividades económicas e impactar negativamente el bienestar humano local (Raudsepp-Hearne et al. 2010). La Patagonia Austral se caracteriza por presentar una gran variabilidad ambiental (Peri et al. 2016c), donde las condiciones ambientales extremas (ej. escasas precipitaciones y temperaturas frías extremas) y los patrones topográficos han modelado el paisaje determinado desde grandes ambientes de estepas hacia el este hasta los bosques de *Nothofagus* sobre el cordón montañoso y más húmedo de la Cordillera de los Andes (ver Capítulo 2). Estos ambientes esteparios presentan una gran fragilidad debido a su alto grado de desertificación (Del Valle et al. 1998), lo que supone un alerta al modificar las características de la vegetación, suelo y nutrientes, afectando la supervivencia de algunas especies como lagartijas (Attum et al. 2006; Howland et al. 2014; Larson 2014) e insectos (Liu et al. 2016; Li et al. 2018). Además, el sobreuso de estos ecosistemas pone en riesgo algunos servicios ecosistémicos de provisión como la ganadero debido a la disminución de la cobertura vegetal y al remplazo por especies menos palatables para el ganado (Peri et al. 2013, 2016a). Por otra parte, los bosques templados de la región Patagónica son los ecosistemas que mayores conflictos de uso e impacto presentan en la actualidad (Luque et al. 2010). Diferentes estudios determinaron los compensaciones entre el manejo forestal, especies invasoras, ganadería y turismo, entre otros (Anderson et al. 2009; Lencinas et al. 2009; Martínez Pastur et al. 2017). En este contexto, la resiliencia de los bosques presenta un interés particular debido a los efectos del cambio climático (ej. almacenamiento de carbono) (Thompson et al. 2009; Peri et al. 2017; Perera et al. 2018). El objetivo principal del capítulo corresponde al objetivo específico 4 de esta tesis, el cual consiste en determinar la correlación entre la provisión de los diferentes servicios ecosistémicos y la biodiversidad potencial, así como el balance de pérdidas y ganancias frente a diferentes escenarios de producción y estrategias de conservación de la biodiversidad. Adicionalmente se analizaron los servicios ecosistémicos según: (i) las áreas ecológicas y tipos de bosques y (ii) diferentes niveles de biodiversidad.

6.2 Materiales y Métodos

6.2.1 Mapas finales de biodiversidad y servicios ecosistémicos

Se elaboraron y categorizaron (bajo, medio y alto) dos mapas relacionados a la biodiversidad (Capítulo 3) y cuatro mapas relacionados a servicios ecosistémicos (Capítulo 5), uno del total de servicios ecosistémicos y los tres relacionados a los grandes grupos (provisión, regulación y soporte y culturales). El mapa de biodiversidad potencial (MBP) fue re escalado de 0,00 a 1,00 y clasificado en tres categorías, bajo (0,00-0,48), medio (0,49-0,66) y alto (0,67-1,00) valores de biodiversidad potencial. El mapa promedio de Zonificación del área central (CAZ) y Función de beneficio aditivo (ABF) se clasificó en bajo (0,00-0,35), medio (0,36-0,67) y alto (0,38-1,00) de valores de prioridad de conservación, en adelante llamado mapa de áreas prioritarias para la conservación (PROM).

Los mapas de los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) se obtuvieron a partir de la sumatoria de los mapas re escalados de 0,00 a 1,00 de cada gran grupo. El mapa de servicios ecosistémicos de provisión se obtuvo a partir de la sumatoria de cuatro ($n = 4$) mapas indicadores: probabilidad de presencia de ovejas en ambientes abiertos, índice de potencial silvopastoril en los bosques de ñire, volumen total sin corteza de los bosques de lenga y mixtos siempreverde, y densidad de pozos petroleros. El mapa final de servicios ecosistémicos de provisión se clasificó en tres categorías, bajo (0,00-0,13), medio (0,14-0,29) y alto provisión del servicio (0,30-1,00). El mapa de servicios ecosistémicos de regulación y soporte se obtuvo a partir de la sumatoria de los siguientes mapas ($n = 6$) indicadores: stock de carbono orgánico, stock de fosforo total y stock de nitrógeno total en el suelo, heterocigosidad esperada de los bosques de *Nothofagus*, productividad primaria neta anual y hábitat natural. El mapa final de servicios ecosistémicos de regulación y soporte se clasificó en bajo (0,00-0,31), medio (0,32-0,35) y alto provisión del servicio (0,36-1,00). El mapa de servicios ecosistémicos culturales se obtuvo a partir de la sumatoria de los siguientes mapas ($n=4$) indicadores: valor estético, valor de existencia, valor de identidad local y valor de recreación. El mapa final de servicios ecosistémicos culturales se clasificó en bajo (0,00-0,10), medio (0,11-0,19) y alto provisión del servicio (0,20-1,00). Finalmente, se calculó un mapa final de provisión potencial de servicios ecosistémicos (0,00-1,00) a partir de la suma de los tres mapas de servicios ecosistémicos y se clasificó en bajo (0,00-0,27), medio (0,28-0,37) y alto provisión de servicios ecosistémicos (0,38-1,00) para la totalidad de la provincia de Santa Cruz.

6.2.2 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos

A nivel provincial, y considerando el paisaje forestal, se analizaron las potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos a partir de la metodología propuesta en el Capítulo 3 de esta tesis. Los servicios ecosistémicos (total, provisión, regulación y soporte y culturales) se evaluaron a escala regional con: (i) las diferentes áreas ecológicas (Figura 2.3-1, Capítulo 2) (Oliva et al. 2004), y (ii) los diferentes niveles de los mapas relacionados a la biodiversidad (bajo, medio, alto). A nivel del paisaje forestal (Figura 2.6-1, Capítulo 2), se analizaron las potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, considerando: (i) el paisaje forestal, los pastizales (P), mezcla de pastizal y bosques (P+B) y bosques (B) y (ii) los bosques en particular, donde se consideraron sólo los hexágonos de P+B y B y se reclasificaron según el máximo porcentaje de cobertura forestal dentro de cada hexágono de 5.000 ha. en bosques de lenga y ñire. Seguidamente se analizaron para cada escala de análisis, las diferentes asociaciones entre los servicios ecosistémicos y diferentes niveles de los mapas relacionados a la biodiversidad (bajo y alto) a partir del análisis de los componentes principales (PCA), además se evaluaron las diferencias entre los niveles de los mapas relacionados a la biodiversidad (bajo y alto) para cada área ecológica y para el paisaje forestal a partir del procedimiento de permutación de respuesta múltiple (MRPP) (McCune y Mefford 1999).

6.3 Resultados

6.3.1 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje de la provincia de Santa Cruz

Los mapas relacionados a la biodiversidad y a la provisión potencial de servicios ecosistémicos cambiaron a través del paisaje en la provincia de Santa Cruz. El MBP y PROM (Figura 6.3.1-1A y B) presentaron un aumento de sus valores (representados en color verde) hacia el este y sureste, mientras que PROM también presentó valores altos hacia el oeste y MBP hacia el suroeste. Ambos mapas presentaron valores bajos (rojo) en el centro de la provincia (ej. la meseta de la muerte al centro norte) y valores medios (amarillo) cercanos a ríos y grandes lagos (ej. Lago Argentino).

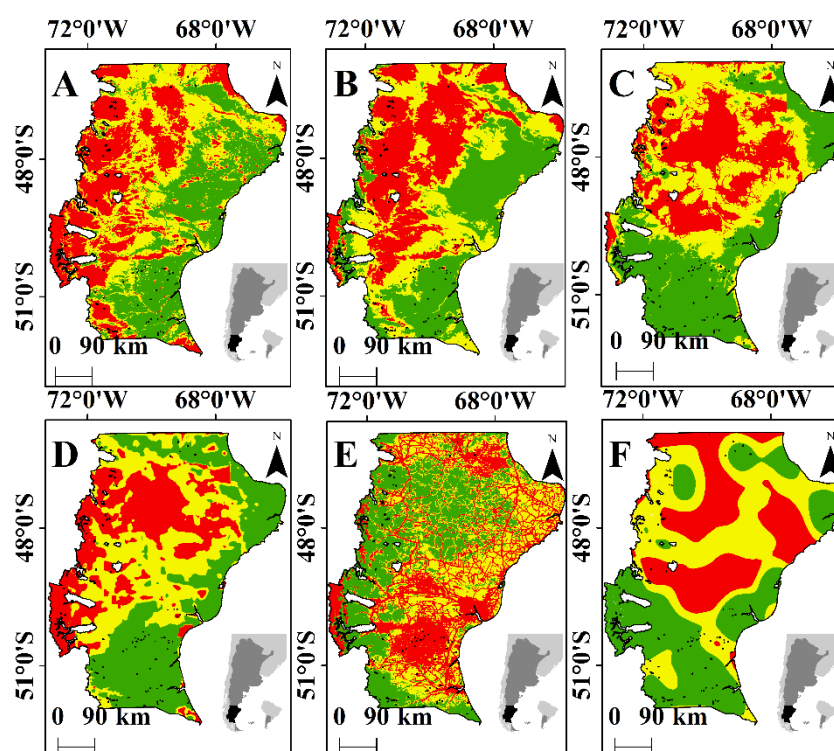


Figura 6.3.1-1 Mapas adimensionales categorizados (bajo = rojo, medio = amarillo y alto = verde) relacionados a la biodiversidad y provisión potencial de servicios ecosistémicos para la Santa Cruz. (A) Mapa de biodiversidad potencial, donde: bajo = 0,00-0,48, medio = 0,49-0,66, alto = 0,67-1,00, (B) Mapa de áreas prioritarias para la conservación, donde: bajo = 0,00-0,35, medio = 0,36-0,67, alto = 0,68-1,00, (C) Total de servicios ecosistémicos, donde: bajo = 0,00-0,27, medio = 0,28-0,37, alto = 0,38-1,00, (D) Servicios ecosistémicos de provisión, donde: bajo = 0,00-0,13, medio = 0,14-0,29, alto = 0,30-1,00, (E) Servicios ecosistémicos de regulación y soporte, donde: bajo = 0,00-0,31, medio = 0,32-0,35, alto = 0,36-1,00, (F) Servicios ecosistémicos culturales, donde: bajo = 0,00-0,10, medio = 0,11-0,19, alto = 0,20-1,00.

La provisión total de servicios ecosistémicos (Figura 6.3.1-1C) presentó un patrón similar a la biodiversidad, donde los valores más altos se observaron hacia el sur llegando hasta los grandes lagos hacia el oeste y hacia el este sobre toda la costa de la provincia, además los valores medios y bajos se observaron en el

centro. Estos cambios de la provisión total de servicios fue consecuencia de los cambios en el paisaje de los diferentes servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y cultural). El mapa total presentó un patrón similar al mapa de servicios de provisión (Figura 6.3.1-1D), mientras que el mapa de regulación y soporte (Figura 6.3.1-1E) mostró el patrón inverso (los valores del servicio disminuyen hacia el este). Finalmente para el mapa de servicios culturales valores altos se ubicaron hacia el suroeste y en algunas áreas puntuales del norte (ej. Cueva de las Manos, Patrimonio Mundial de la UNESCO) coincidente con algunos servicios ecosistémicos culturales de la provincia (ej. valores de identidad local). El total de servicios ecosistémicos presentó diferencias significativas a través de las áreas ecológicas ($F=15,97$; $p<0,001$) donde los valores más altos se observaron en el área ecológica Complejo Andino (0,47) y Estepas Magallánicas Húmeda y Seca (0,47), seguido por el Pastizal Subandino (0,37) y Matorral de Mata Negra (0,29), mientras que los valores más bajos se observaron en las áreas ecológicas esteparias del norte (0,18) (Tabla 6.3.1-1).

Tabla 6.3.1-1 Valores medios de ANDEVAs de los mapas adimensionales (0,00-1,00) del total y los distintos servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) considerando las áreas ecológicas (COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino), la biodiversidad potencial (bajo = 0,00-0,41, medio = 0,42-0,74 y alto = 0,75-1,00) y áreas prioritarias para la conservación (bajo = 0,00-0,28, medio = 0,29-0,69 y alto = 0,70-1,00).

Áreas ecológicas	Servicios Ecosistémicos			
	Total	Provisión	Regulación y Soporte	Culturales
COR	0,47 c	0,24 a	0,45 c	0,38 b
EMH-EMS	0,47 c	0,52 b	0,29 bc	0,24 ab
SMO-DCP-RDG	0,18 a	0,24 a	0,19 b	0,13 a
MMN	0,29 ab	0,43 b	0,08 a	0,24 ab
PS	0,37 bc	0,12 a	0,41 c	0,35 b
F(p)	15,97 (<0,001)	12,82 (<0,001)	18,50 (<0,001)	10,23 (<0,001)
Biodiversidad Potencial				
Bajo	0,28	0,19 a	0,33 b	0,22
Medio	0,21	0,27 a	0,20 a	0,16
Alto	0,26	0,38 b	0,13 a	0,19
F(p)	1,60 (0,210)	13,89 (<0,001)	22,57 (<0,001)	1,53 (0,221)
Áreas prioritarias para la conservación				
Bajo	0,17 a	0,17 a	0,24	0,14 a
Medio	0,27 b	0,32 b	0,20	0,19 ab
Alto	0,32 b	0,35 b	0,22	0,23 b
F(p)	7,83 (0,001)	13,86 (<0,001)	0,52 (0,597)	3,29 (0,041)

F = prueba de Fisher, (p) = probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) también mostraron diferencias significativas ($F=12,82$ y $p<0,001$; $F=18,50$; $p<0,001$; $F=10,23$ y $p<0,001$, respectivamente). El área ecológica COR presentó los valores más altos para regulación y soporte (0,45) y culturales (0,38), seguido por PS (0,41 y 0,35, respectivamente), mientras los de provisión tuvieron los valores más bajos (COR=0,24 y PS=0,12). Por otra parte, las estepas magallánicas, presentaron los valores más altos

para los servicios de provisión (0,52), mientras que regulación y soporte (0,29) y culturales (0,24) presentaron valores medios. También, el área ecológica MMN presentó valores altos de provisión (0,43), sin embargo los servicios de regulación y soporte los valores más bajos (0,08). Finalmente, las áreas esteparias del norte, presentaron valores bajos para provisión (0,24) y culturales (0,13) y valores medios (0,19) para regulación y soporte.

Al considerar los diferentes niveles del MBP (alto, medio y bajo), el total de servicios ecosistémicos ($F=1,60$; $p=0,210$) y los servicios culturales ($F=1,53$; $p=0,221$) no presentaron diferencias significativas. Sin embargo, los servicios de provisión y regulación y soporte presentaron diferencias significativas ($F=13,89$; $p<0,001$ y $F=22,57$; $p<0,001$, respectivamente), mostrando comportamientos inversos (Tabla 6.3.1-1). Mientras que los servicios de provisión fueron más altos (0,38) en áreas de alto MBP, siendo la probabilidad de presencia de oveja (PPO) en áreas abiertas el indicador que mayor peso presentó ($F=37,35$; $p<0,001$), los servicios de regulación y soporte presentaron los valores más bajos (0,13), siendo el hábitat natural (HN) el indicador que presentó el mayor peso ($F=28,85$; $p<0,001$) (Figura 6.3.1-2A y Anexo 6.1).

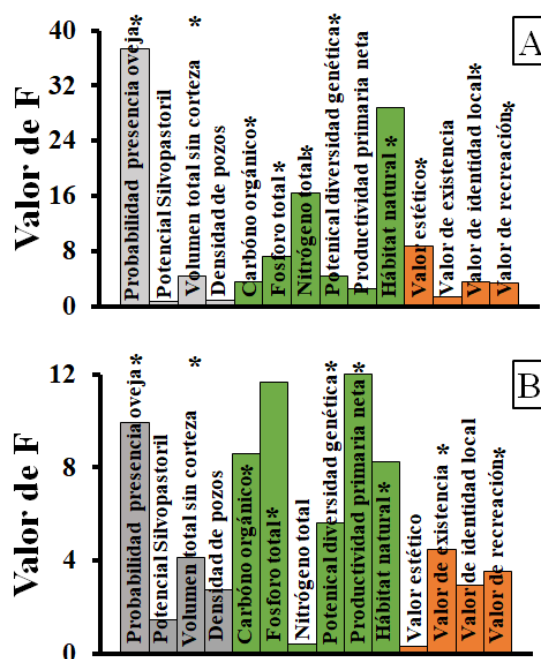


Figura 6.3.1-2 Valores de F y diferencias significativas (*) de ANDEVAs para los diferentes indicadores de servicios ecosistémicos (gris =provisión, verde = regulación y soporte, y naranja = culturales) según: (A) Biodiversidad potencial y (B) Áreas prioritarias para la conservación.

Por otra parte, al considerar PROM, el total de servicios ecosistémicos presentó diferencias significativas ($F=7,83$; $p<0,001$), donde los valores más altos se observaron en áreas de medio y alto de prioridad para la conservación (0,27 y 0,32, respectivamente). Este patrón también se observó para los servicios de provisión ($F=13,86$; $p<0,001$), siendo nuevamente el indicador PPO el que mayor peso presentó ($F=9,91$; $p<0,001$) entre los indicadores (Figura 6.3.1-2B y Anexo 6.1). Mientras que para los servicios culturales ($F=3,29$; $p=0,041$) la provisión fue la que aumentó con PROM, siendo el indicador valor de existencia (VEX)

el que mayor peso ($F=4,46$; $p=0,013$). Finalmente, los indicadores de servicios de regulación y soporte no presentaron diferencias significativas a través de las áreas prioritarias para la conservación. El PCA refuerza los resultados encontrados en los ANDEVAs anteriormente realizados (Figura 6.3.1-3). Estos análisis presentaron los mismos autovectores que los encontrados en la Figura 5.3.2-1A del Capítulo 5. Sin embargo, para poder evaluar las potenciales sinergias y/o compensaciones entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad se han clasificado las áreas ecológicas según diferentes niveles (alto y bajo) de MBP y PROM.

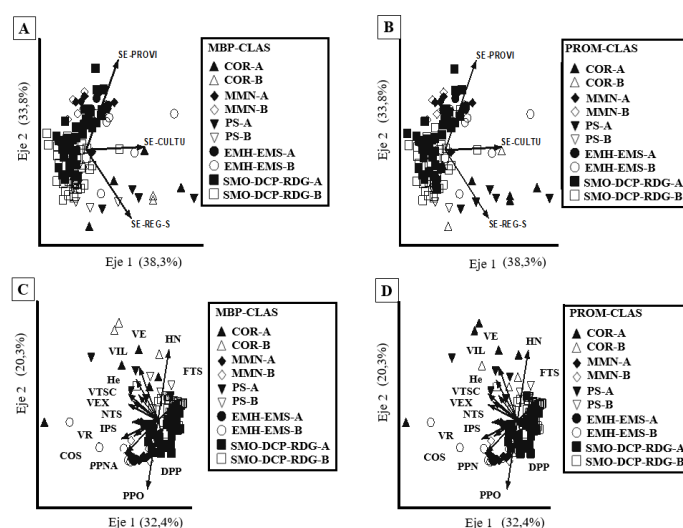


Figura 6.3.1-3 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para las áreas ecológicas clasificadas de acuerdo al nivel (alto y bajo) de biodiversidad potencial (MBP) o áreas prioritarias para la conservación (PROM) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) (A y B), y los 14 indicadores (C y D). Dónde: COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino, PPO = Probabilidad de presencia de oveja, IPS = Índice de potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fósforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigocidad esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

Al visualizar la asociación entre las áreas ecológicas clasificadas de acuerdo a los niveles del biodiversidad y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) (Figura 6.3.1-3A y B), se observó una superposición entre los diferentes niveles de biodiversidad potencial y las respectivas áreas ecológicas, donde las áreas esteparias del norte se superpusieron con las del sur y ambas se separaron de las áreas cordilleranas. Los servicios de provisión estuvieron más relacionados con las áreas esteparias del sur con altos valores de MBP y PROM, los servicios de regulación y soporte con las áreas cordilleranas con altos y bajos valores del MBP y altos de PROM, mientras que los servicios culturales no se encontraron fuertemente relacionados a ningún área ecológica. Mientras que, en la asociación entre las áreas ecológicas clasificadas de acuerdo a los niveles de biodiversidad (Figura 6.3.1-3C y D) y los 14 indicadores de

servicios ecosistémicos, se observó nuevamente la separación entre las áreas esteparias del norte y sur, y las áreas cordilleranas. El indicador FTS estuvo más relacionado con las áreas esteparias del norte con bajos valores del MBP y PROM, mientras que DPP se relacionó más con valores altos en las mismas áreas ecológicas. Los indicadores PPO y PPNA se encontraron más relacionados con las áreas esteparias del sur con valores altos del MBP y PROM, mientras que los indicadores COS y VR con valores bajos en estas áreas ecológicas. Finalmente, los indicadores IPS de los bosques de ñire, NTS, HN, VTSC de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes, He de los bosques de *Nothofagus*, VE, VIL y VEX se asociaron más con las áreas cordilleranas con valores altos y bajos valores del MBP y altos de PROM. Estos PCA presentaron los mismos autovectores que los encontrados en la Figura 5.3.2-1B del Capítulo 5. Todos estos resultados generales encontrados fueron confirmados por los resultados del procedimiento de permutación de respuesta múltiple MRPP (Tabla 6.3.1-2).

Tabla 6.3.1-2 Resultados de los procedimientos de permutación de respuesta múltiple (MRPP) para las áreas ecológicas (COR = Complejo Andino, EMH = Estepas Magallánica Húmeda, EMS = Estepas Magallánica Seca, SMO = Sierras y Mesetas Occidentales, DCP = Distrito Central Patagónico, RDG = Región Del Golfo, MMN = Matorral de Mata Negra y PS = Pastizal Subandino) considerando diferentes niveles (A = alto y B = bajo) del mapa de biodiversidad potencial (MBP) y áreas prioritarias para la conservación (PROM) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (A) y los 14 indicadores (B).

Grupos a comparar	MBP			PROM		
(A) 3 Servicios ecosistémicos	T	A	p	T	A	p
General	-17,700	0,265	<0,001	-16,95	0,253	<0,001
COR-A vs, COR-B	-1,594	0,12	0,072	-1,389	0,105	0,094
MMN-A vs, MMN-B	-1,314	0,101	0,099	-3,774	0,291	0,008
PS-A vs, PS-B	-0,134	0,005	0,369	-0,132	0,005	0,369
EMH,EMS-A vs, EMH, EMS-B	-3,906	0,223	0,006	-3,232	0,187	0,012
SMO,DCP,RDG-A vs, SMO,DCP,RDG-B	-13,789	0,095	<0,001	-8,693	0,06	<0,001
(B) 14 Indicadores						
General	25,996	0,307	<0,001	-25,809	0,305	<0,001
COR-A vs, COR-B	-1,851	0,102	0,054	-2,428	0,144	0,026
MMN-A vs, MMN-B	-1,522	0,101	0,080	-3,830	0,255	0,008
PS-A vs, PS-B	-2,47	0,070	0,019	-2,470	0,070	0,019
EMH,EMS-A vs, EMH, EMS-B	-3,213	0,162	0,009	-2,544	0,130	0,022
SMO,DCP,RDG-A vs, SMO,DCP,RDG-B	-14,939	0,077	<0,001	-11,037	0,057	<0,001

Estos análisis mostraron que la provisión de los servicios ecosistémicos en las áreas cordilleranas no presentaron diferencias significativas según los diferentes niveles (alto y bajo) para ninguna de las dos metodologías de biodiversidad utilizadas. Sin embargo, al considerar los 14 indicadores de servicios analizados se observaron diferencias significativas para PROM. Por último, la provisión de los servicios ecosistémicos en las áreas esteparias del sur y las del norte presentaron diferencias significativas según los diferentes niveles (alto y bajo) para ambas metodologías empleadas, mientras que el Matorral de Mata Negra sólo presentó respecto a sus niveles para PROM.

6.3.2 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*

La caracterización de los servicios ecosistémicos considerando los diferentes niveles (alto, medio y bajo) del MBP y PROM cambió significativamente a través del paisaje forestal (Figura 6.3.2-1 y Anexo 6.2). Los ANDEVAs mostraron que el total de servicios ecosistémicos presentó diferencias significativas entre las niveles (bajo, medio y alto) al considerar MBP en los bosques (P: $F=3,44$ y $p=0,050$; P+B: $F=1,72$ y $p=0,187$; B: $F=6,11$ y $p=0,004$), siendo mayor la provisión total de servicios ecosistémicos en los niveles extremos (bajo y alto). Mientras que, para PROM el bosque no mostró diferencias significativa (P: $F=43,24$ y $p<0,001$; P+B: $F=12,94$ y $p<0,001$; B: $F=1,61$ y $p=0,20$) (Figura 6.3-3A), aumentando la provisión total con los niveles (bajo< medio< alto). Además, la provisión total de servicios ecosistémicos presentó diferencias significativas al considerar los diferentes tratamientos del paisaje forestal para una misma clase (ej. P, P+B y B para la clase bajo) al considerar MBP y PROM, donde los valores más altos se observaron en el bosque, seguido por la combinación entre pastizal y bosque, y finalmente el pastizal.

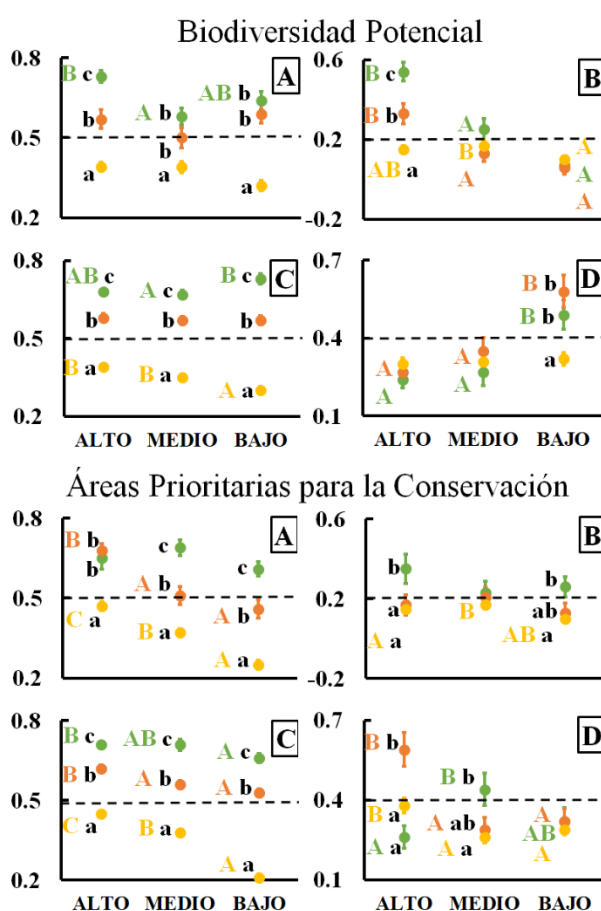
Para los servicios ecosistémicos de provisión, los ANDEVAs mostraron diferencias significativas para los diferentes niveles (bajo, medio y alto) al considerar MBP (P: $F=3,01$ y $p=0,050$; P+B: $F=10,77$ y $p<0,001$; B: $F=25,70$ y $p<0,001$), donde la provisión de estos servicios aumentaron con los niveles (bajo< medio< alto). Mientras que, para PROM solo se observaron diferencias significativa para el pastizal (P: $F=3,01$ y $p=0,051$; P+B: $F=0,70$ y $p=0,500$; B: $F=0,95$ y $p=0,393$) (Figura 6.3-3B). Además, los servicios ecosistémicos de provisión presentaron diferencias significativas al considerar los diferentes tratamientos para el nivel alto MBP ($F=37,73$; $p<0,001$), mientras que para PROM las diferencias significativas se observaron para los niveles bajo ($F=5,87$; $p=0,004$) y alto ($F=7,86$; $p<0,001$), donde nuevamente los valores más altos se observaron en el bosque, mientras que el pastizal y la combinación entre pastizal y bosque no se diferenciaron.

Los servicios ecosistémicos de regulación y soporte también mostraron diferencias significativas para los tratamientos de pastizal y bosque para los diferentes niveles (bajo, medio y alto) al considerar MBP (P: $F=10,94$ y $p<0,001$; P+B: $F=0,05$ y $p=0,955$; B: $F=3,69$ y $p=0,030$), donde la provisión para el pastizal aumento con las niveles de biodiversidad potencial (bajo< medio< alto) y en el bosque fue mayor para los niveles extremos (bajo y alto). Mientras que, para PROM se observaron diferencias significativa para todos los tratamientos (P: $F=151,94$ y $p<0,001$; P+B: $F=10,48$ y $p<0,001$; B: $F=3,66$ y $p=0,031$) (Figura 6.3-3C), aumentando los servicios de regulación y soporte con los niveles (bajo< medio< alto). Los servicios ecosistémicos de regulación y soporte presentaron diferencias significativas al considerar los diferentes tratamientos para los distintos niveles de MBP y PROM, donde los valores más altos se observaron en el bosque.

Por otra parte, los servicios ecosistémicos culturales mostraron diferencias significativas al considerar el MBP (P: $F=0,30$ y $p=0,738$; P+B: $F=9,06$ y $p<0,001$; B: $F=7,83$ y $p<0,001$), donde los servicios culturales disminuyeron al aumentar los niveles (bajo> medio> alto). Mientras que, para PROM se observaron diferencias significativa para todos los tratamientos (P: $F=6,24$ y $p=0,002$; P+B: $F=9,78$ y $p<0,001$; B: $F=3,19$ y $p<0,047$)).

(Figura 6.3-3D), donde el pastizal y la combinación de pastizal y bosque aumentaron con los niveles, y en que el bosque disminuyó al aumentar los niveles de PROM.

Figura 6.3.2-1 Valores medios del paisaje forestal de la provincia de Santa Cruz (línea punteada) y ANDEVAs de los diferentes servicios ecosistémicos (A = total, B = provisión, C = regulación y soporte, D = cultural) considerando: P = pastizal (amarillo), P+B = pastizal y bosque (naranja) y B = bosque (verde) clasificados según los mapas de Biodiversidad potencial y Áreas prioritarias para la conservación. Las letras mayúsculas y en colores muestran diferencias entre los niveles (alto, medio y bajo) de los mapas de biodiversidad potencial y Áreas prioritarias para la conservación para el mismo tratamiento (P, P + B, B) y las letras minúsculas y negras muestran diferencias entre los tratamientos del paisaje forestal para el mismo nivel, utilizando la prueba de Tukey en $p < 0,05$. Barras representan el error estándar de la media.



Biodiversidad Potencial: A) P ($F=3,44$, $p=0,050$), P+B ($F=1,72$, $p=0,187$), B ($F=6,11$, $p=0,004$), bajo ($F=40,68$, $p<0,001$), medio ($F=11,39$, $p<0,001$), alto ($F=48,48$, $p<0,001$); B) P ($F=3,01$, $p=0,050$), P+B ($F=10,77$, $p<0,001$), B ($F=25,70$, $p<0,001$), bajo ($F=0,74$, $p=0,478$), medio ($F=1,79$, $p=0,171$), alto ($F=43,14$, $p<0,001$); C) P ($F=10,94$, $p<0,001$), P+B ($F=0,05$, $p=0,955$), B ($F=3,69$, $p=0,030$), bajo ($F=122,87$, $p<0,001$), medio ($F=90,60$, $p<0,001$), alto ($F=66,11$, $p<0,001$); D) P ($F=0,30$, $p=0,738$), P+B ($F=9,06$, $p<0,001$), B ($F=7,83$, $p<0,001$), bajo ($F=11,58$, $p<0,001$), medio ($F=0,58$, $p=0,561$), alto ($F=0,53$, $p=0,591$). Áreas Prioritarias para la Conservación: A) P ($F=43,24$, $p<0,001$), P+B ($F=12,94$, $p<0,001$), B ($F=1,61$, $p=0,208$), bajo ($F=55,70$, $p<0,001$), medio ($F=43,35$, $p<0,001$), alto ($F=21,24$, $p<0,001$); B) P ($F=3,01$, $p=0,051$), P+B ($F=0,70$, $p=0,500$), B ($F=0,95$, $p=0,393$), bajo ($F=5,87$, $p=0,004$), medio ($F=1,07$, $p=0,346$), alto ($F=7,86$, $p<0,001$); C) P ($F=151,94$, $p<0,001$), P+B ($F=10,48$, $p<0,001$), B ($F=3,66$, $p=0,031$), bajo ($F=177,11$, $p<0,001$), medio ($F=196,53$, $p<0,001$), alto ($F=147,26$, $p<0,001$); D) P ($F=6,24$, $p=0,002$), P+B ($F=9,78$, $p<0,001$), B ($F=3,19$, $p=0,047$), bajo ($F=0,31$, $p=0,735$), medio ($F=5,29$, $p=0,006$), alto ($F=8,84$, $p<0,001$).

Además, los servicios ecosistémicos culturales presentaron diferencias significativas al considerar los diferentes tratamientos para el nivel bajo del MBP, siendo mayor la provisión en el bosque y la combinación de pastizal y bosque, mientras que para PROM presentó diferencias en los niveles medio y alto, donde los valores más altos se observaron en el bosque para el nivel medio y en la combinación de pastizal y bosque para el nivel alto.

El PCA (Figura 6.3.2-2) refuerza los resultados encontrados en los ANDEVAs anteriormente realizados. Estos análisis presentaron los mismos autovectores que los encontrados en la Figura 5.3.3-1A del Capítulo 5.

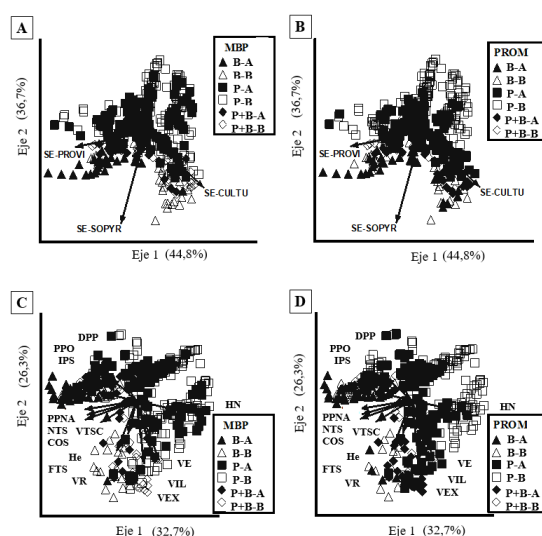


Figura 6.3.2-2 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para las diferentes combinaciones del paisaje forestal (B = bosque, P = pastizal y P+B = pastizal combinado con bosque) considerando diferentes niveles (A = alto y B = bajo) según el mapa de biodiversidad potencial (MBP) o áreas prioritarias para la conservación (PROM) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) (A y B), y los 14 servicios ecosistémicos (C y D). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja, IPS = Índice potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fósforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigocidad esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

Sin embargo, para poder evaluar las potenciales sinergias y/o compensaciones entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad se han clasificado las diferentes combinaciones del paisaje forestal (P, P+B y B) según diferentes niveles (alto y bajo) del MBP y PROM. Al visualizar la asociación entre las diferentes combinaciones del paisaje forestal clasificadas de acuerdo a los niveles del MBP y PROM (Figura 6.3.2-2A y B) y los grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales), se observó una superposición entre los diferentes niveles de biodiversidad y las respectivas combinaciones, con una leve separación entre el pastizal y el bosque. Los servicios de culturales se encontraron más asociados con aquellas

áreas donde el pastizal se combina con el bosque con valores bajos de MBP y altos de PROM. Los servicios de regulación y soporte fueron mayor en los bosques con valores altos de MBP y PROM. Finalmente, los servicios de provisión se encontraron en áreas donde el pastizal se combina con el bosques y en áreas donde predomina el pastizal, ambos en áreas de altos valores de biodiversidad al considerar MBP, mientras que para PROM el P se encuentra con valores bajos de biodiversidad.

Adicionalmente, las asociaciones con los 14 indicadores de servicios ecosistémicos presentaron una gran dispersión de todas las combinaciones sobre ambos ejes, con una separación entre los diferentes paisajes forestales. La asociación entre las diferentes combinaciones del paisaje forestal clasificadas de acuerdo a los niveles de biodiversidad (Figura 6.3.2-2C y D) y los 14 indicadores determinó que el HN, DPP y PPO estuvieran más asociados a los pastizales con altos valores de MBP y bajos de PROM. Por otra parte, el IPS, VTSC, He, COS, NTS y PPNA se encontraron más relacionados a los bosques con altos valores de MBP y PROM, mientras que los VE, VIL, VEX, VR y PFTS se relacionan con áreas donde el pastizal se combina con el bosques y en áreas donde predomina el pastizal con bajos valores de MBP y altos de PROM. Finalmente, los resultados generales encontrados entre las diferentes combinaciones del paisaje forestal clasificadas de acuerdo al nivel de biodiversidad potencial (MBP) o áreas prioritarias para la conservación (PROM) para los 3 grandes grupos de servicios ecosistémicos y los 14 indicadores de servicios analizados fueron confirmados por el MRPP (Tabla 6.3.2-2).

Tabla 6.3.2-2 Resultados de los procedimientos de permutación de respuesta múltiple (MRPP) para las diferentes combinaciones del paisaje forestal (P, P+B y B) considerando diferentes niveles (A = alto y B = bajo) del mapa de biodiversidad potencial (MBP) y áreas prioritarias para la conservación (PROM) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (A) y los 14 indicadores (B).

Grupos a comparar	MBP			PROM		
	T	A	p	T	A	p
(A) 3 Servicios ecosistémicos						
General	-46,862	0,136	<0,001	-53,428	0,155	<0,001
B-A vs. B-B	-16,354	0,178	<0,001	-0,830	0,009	0,157
P-B vs. P-B	-5,200	0,010	0,002	-23,546	0,079	<0,001
P+B-A vs. P+B-B	-6,846	0,062	<0,001	-6,754	0,061	<0,001
(B) 14 Indicadores						
General	-57,800	0,152	<0,001	-64,439	0,169	<0,001
B-A vs. B-B	-16,756	0,139	<0,001	-1,654	0,014	0,070
P-A vs. P-B	-9,844	0,018	<0,001	-31,600	0,092	<0,001
P+B-A vs. P+B-B	-7,906	0,060	<0,001	-6,866	0,052	<0,001

La provisión de los servicios ecosistémicos para todas combinaciones del paisaje forestal (P, P+B y B) presentan diferencias significativas según los diferentes niveles (alto y bajo) de biodiversidad al considerar la metodología del MBP, mientras que la metodología PROM no llega a identificar diferencias significativas para aquellas áreas donde predomina el bosque.

6.3.3 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para los bosques de *Nothofagus antarctica* y *N. pumilio*

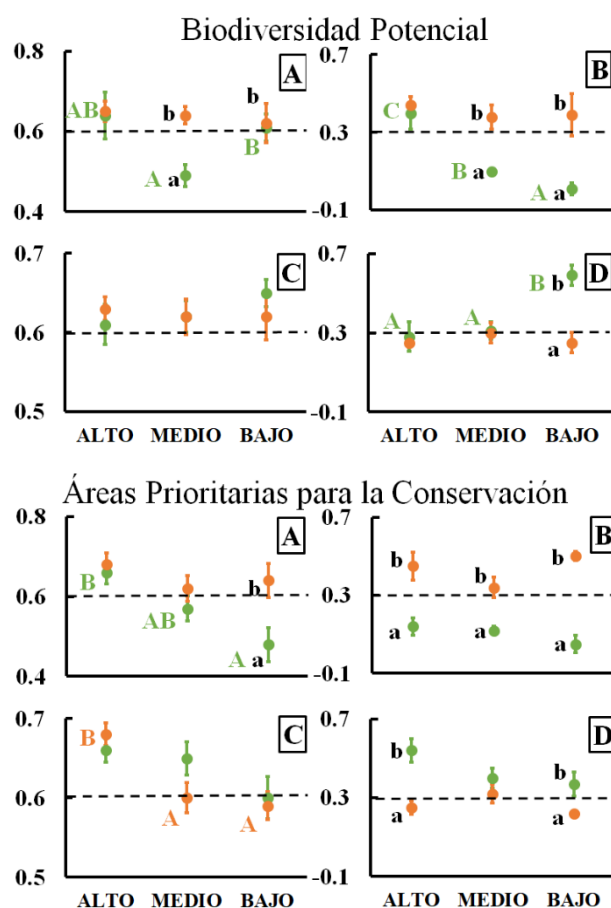
La provisión de los servicios ecosistémicos considerando los diferentes niveles del MBP y PROM cambió significativamente al considerar los dos más importantes tipos forestales de la provincia, ñire (*Nothofagus antarctica*) y lenga (*N. pumilio*) (Figura 6.3.3-1 y Anexo 6.3). Los ANDEVAs mostraron que el total de servicios ecosistémicos en los bosques de lenga presentó diferencias significativas entre los niveles (bajo, medio y alto) al considerar el MBP (NP: $F=4,69$ y $p=0,012$; NA: $F=0,17$ y $p=0,856$) y PROM (NP: $F=7,11$ y $p=0,001$; NA: $F=2,22$ y $p=0,119$), siendo mayor la provisión total de servicios ecosistémicos en los niveles extremos (bajo y alto), mientras que aumentaron con los valores de PROM (Figura 6.3.3-1A). Además, la provisión total de servicios ecosistémicos presentó diferencias significativas entre los bosques de ñire y lenga para los niveles medios y altos al considerar el MBP y sólo en el nivel bajo para PROM, donde los valores más altos se observaron en los bosques de ñire.

Los servicios ecosistémicos de provisión en los bosques de lenga presentaron diferencias significativas entre los niveles (bajo, medio y alto) al considerar el MBP (NP: $F=31,73$ y $p<0,001$; NA: $F=0,49$ y $p=0,673$), aumentando la provisión con el MBP (Anexo 6.4), y sin diferencias entre los niveles de PROM (NP: $F=1,77$ y $p=0,188$; NA: $F=2,22$ y $p=0,119$) (Figura 6.3-4B). Además, los servicios de provisión presentaron diferencias significativas entre los bosques de ñire y lenga para los niveles medio y bajo en MBP y para todos los niveles al considerar el PROM, donde nuevamente los valores más altos se observaron en los bosques de ñire.

Los servicios de regulación y soporte no se encontraron diferencias significativas entre los niveles en los bosques de *Nothofagus* (NP: $F=1,30$ y $p=0,277$; NA: $F=0,12$ y $p=0,887$) o entre los tipos de bosques para las mismas niveles al considerar la MBP (Figura 6.3-4C), excepto dos indicadores (FTS y He) para niveles bajos del MBP en los bosques de lenga (Anexo 6.4). Mientras que, para PROM sólo se observaron diferencias significativas para los bosques de ñire (NP: $F=2,82$ y $p=0,065$, NA: $F=8,29$ y $p=0,001$), donde aumentaron con la importancia de conservación (bajo<medio<alto), presentando todos los indicadores mayores valores en los niveles de alta conservación, donde tres indicadores (COS, FTS y NTS) presentaron diferencias significativas (Anexo 6.4). Finalmente, los servicios culturales sólo los bosques de lenga presentaron diferencias (NP: $F=10,95$ y $p<0,001$; NA: $F=0,62$ y $p=0,543$), aumentando los servicios al disminuir el MBP (bajo>medio>alto), y sin diferencias entre los niveles al considerar PROM (Figura 6.3-4D). Estos servicios mostraron diferencias significativas entre los bosques de ñire y lenga para el nivel bajo del MBP, siendo mayor la provisión para los bosques de lenga. Para PROM las diferencias significativas entre los bosques de ñire y lenga se observaron en los niveles extremos (alto y bajo), siendo nuevamente mayor para los bosques de lenga.

Para complementar los resultados encontrados en los ANDEVAs anteriormente realizados, el PCA permitió visualizar la asociación entre los dos grandes tipos forestales presentes en la provincia clasificados de acuerdo a diferentes niveles (alto y bajo) de biodiversidad y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) (Figura 6.3.3-2).

Figura 6.3.3-1 Valores medios de los tipos forestales de la provincia de Santa Cruz (línea punteada) y ANDEVAs de los diferentes servicios ecosistémicos (A = total, B = provisión, C = regulación y soporte, D = cultural) considerando: NP = bosques de lenga (verde), y NA = bosques de ñire (naranja) clasificados según los mapas de Biodiversidad potencial y Áreas prioritarias para la conservación. Las letras mayúsculas y en colores muestran diferencias entre los niveles (alto, medio y bajo) de los mapas de biodiversidad potencial y Áreas prioritarias para la conservación para el mismo tratamiento (P, P + B, B) y las letras minúsculas y negras muestran diferencias entre los tratamientos del paisaje forestal para el mismo nivel, utilizando la prueba de Tukey en $p < 0,05$. Barras representan el error estándar de la media.



Biodiversidad Potencial: A) NP ($F=4,69$, $p=0,012$), NA ($F=0,17$, $p=0,846$), bajo ($F=0,03$, $p=0,874$), medio ($F=8,47$, $p=0,005$), alto ($F=0,07$, $p=0,787$); B) NP ($F=31,73$, $p<0,001$), NA ($F=0,49$, $p=0,673$), bajo ($F=72,80$, $p<0,001$), medio ($F=20,52$, $p<0,001$), alto ($F=0,2$, $p=0,660$); C) NP ($F=1,3$, $p=0,277$), NA ($F=0,12$, $p=0,887$), bajo ($F=0,36$, $p=0,553$), medio ($F=0,00$, $p=0,979$), alto ($F=0,59$, $p=0,447$); D) NP ($F=10,95$, $p<0,001$), NA ($F=0,62$, $p=0,543$), bajo ($F=9,98$, $p=0,002$), medio ($F=0,01$, $p=0,915$), alto ($F=0,28$, $p=0,600$). Áreas Prioritarias para la Conservación: A) NP ($F=7,11$, $p=0,001$), NA ($F=1,35$, $p=0,269$), bajo ($F=11,65$, $p=0,001$), medio ($F=0,72$, $p=0,402$), alto ($F=0,24$, $p=0,626$); B) NP ($F=1,77$, $p=0,188$), NA ($F=2,22$, $p=0,119$), bajo ($F=165,07$, $p<0,001$), medio ($F=9,96$, $p=0,003$), alto ($F=14,43$, $p<0,001$); C) NP ($F=2,82$, $p=0,065$), NA ($F=8,29$, $p=0,001$), bajo ($F=0,03$, $p=0,859$), medio ($F=2,54$, $p=0,118$), alto ($F=1,68$, $p=0,201$); D) NP ($F=2,59$, $p=0,081$), NA ($F=1,87$, $p=0,164$), bajo ($F=4,68$, $p=0,036$), medio ($F=1,19$, $p=0,280$), alto ($F=12,77$, $p=0,001$).

En este análisis se observó para ambas metodologías (MBP y PROM) una separación entre los bosques de lenga y ñire. Los servicios de provisión estuvieron más relacionadas con aquellas áreas de bosque, siendo el ñire la especie dominante con valores altos de MBP y PROM. Los servicios culturales estuvieron asociados con los bosques de lenga y con aquellas áreas donde el bosque se combina con el pastizal con valores bajos de MBP

y altos de PROM, y los de regulación y soporte con los bosques de lenga con valores bajos del MBP y altos de PROM. Estos ACP presentaron los mismos autovectores que los encontrados en la Figura 5.3.3-2A y B del Capítulo 5.

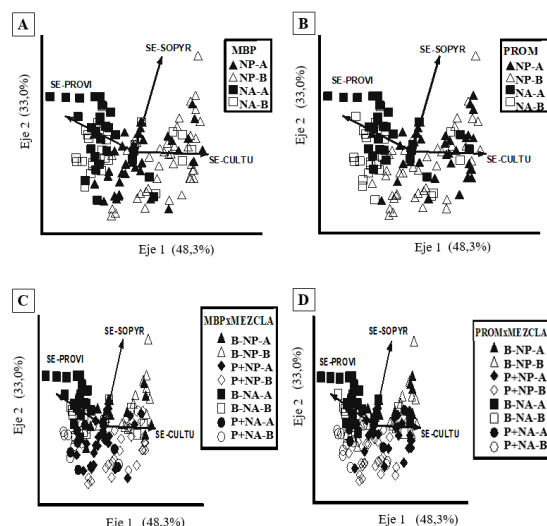


Figura 6.3.3-2 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para los tipos forestales (NP = *N. pumilio*, B-NP = bosque de *N. pumilio*, P+NP = bosque de *N. pumilio* en combinación con el pastizal, NA = *N. antarctica*, B-NA = bosque de *N. antarctica*, P+NA = bosque de *N. antarctica* en combinación con el pastizal), considerando diferentes niveles (A=alto y B=bajo) según el mapa de biodiversidad potencial (MBP) y áreas prioritarias para la conservación (PROM) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales).

Por otra parte, al visualizar las asociaciones con los 14 indicadores, se observó para ambas metodologías (MBP y PROM) una mayor separación entre los tipos forestales, presentando las áreas de bosque de lenga combinada con el pastizal una mayor dispersión sobre el Eje 2 (Figura 6.3.3-3B y D) y una leve superposición entre las mezclas correspondiente.

Los indicadores VTSC y VR estuvieron más relacionados con los bosques de lenga con altos valores del MBP y PROM, sin embargo el indicador VR con valores bajos para PROM. Los indicadores VE, VIL, VEX se relacionaron con los bosques de lenga y con bajos valores del MBP y altos de PROM, además HN y FTS se relacionan más con los bosques de lenga en áreas donde se combina con el pastizal con bajos valores del MBP y altos de PROM. Por otro lado, el PPO se asoció a los bosques de ñire combinados con el pastizal en áreas con alto y bajos valores del MBP y PROM, mientras que el IPS estuvo asociado a los bosques de ñire con valores altos del MBP y PROM. Finalmente, los indicadores PNA, NTS, COS, He no presentaron asociaciones claras en los ejes analizados. Estos PCA presentaron los mismos autovectores que los encontrados en la Figura 5.3.3-2C y D del Capítulo 5.

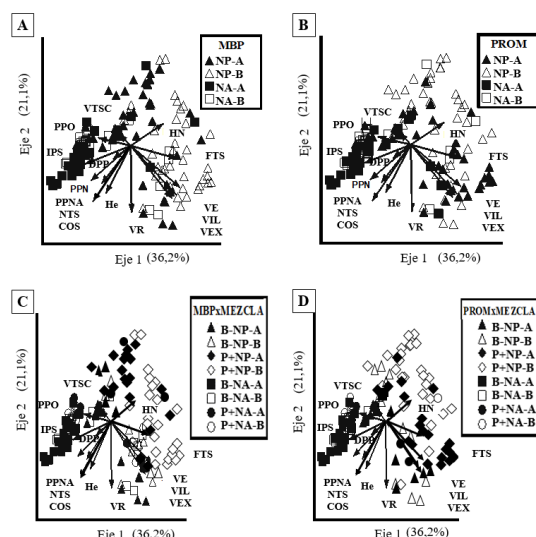


Figura 6.3.3-3 Análisis de componentes principales (PCA) realizado para los tipos forestales (NP = *N. pumilio*, B-NP = bosque de *N. pumilio*, P+NP = bosque de *N. pumilio* en combinación con el pastizal, NA = *N. antarctica*, B-NA = bosque de *N. antarctica*, P+NA = bosque de *N. antarctica* en combinación con el pastizal), considerando diferentes niveles (A = alto y B = bajo) según el mapa de biodiversidad potencial (MBP) y áreas prioritarias para la conservación (PROM) y los diferentes servicios ecosistémicos (n = 14). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja, IPS = Índice de potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fósforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigocidad esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

Estos resultados encontrados entre los dos grandes tipos forestales presentes en la provincia (lenga y ñire) clasificados de acuerdo a los niveles de MBP o PROM y los servicios ecosistémicos (Figura 6.3.3-2 y Figura 6.3.3-3) son confirmados por el MRPP (Tabla 6.3.3-1).

Estos análisis mostraron que la provisión de los servicios ecosistémicos (tres grandes grupos y los 14 indicadores) para el tipo forestal lenga presentó diferencias significativas al considerar ambas metodologías, sin embargo al considerar los diferentes tipos de mezcla (B o P+B) sólo la metodología del MBP identificó diferencias entre los niveles altos y bajo, mientras que PROM identificó diferencias al considerar sólo la mezcla con pastizal (P+B).

Por otro parte, el tipo forestal ñire presentó diferencias significativas en la provisión de servicios ecosistémicos (tres grandes grupos y los 14 indicadores) al considerar la metodología de PROM, sin embargo al considerar los diferentes tipos de mezcla (B o P+B) sólo aquellas áreas donde la cobertura de bosque fue mayor, presentó diferencias significativas entre los niveles de biodiversidad para la metodología MBP.

Tabla 6.3.3-1 Resultados de los Procedimientos de permutación de respuesta múltiple (MRPP) para los tipos forestales (NP = *N. pumilio*, B-NP = bosque de *N. pumilio*, P+NP = bosque de *N. pumilio* en combinación con el pastizal, NA = *N. antarctica*, B-NA = bosque de *N. antarctica*, P+NA = bosque de *N. antarctica* en combinación con el pastizal), considerando diferentes niveles (A = alto y B = bajo) del mapa de biodiversidad potencial (MBP) y áreas prioritarias para la conservación (PROM) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (A) y los 14 indicadores (B).

	Grupos a comparar	MBP			PROM		
		T	A	p	T	A	p
(A) 3 Servicios ecosistémicos	General	-28,717	0,235	<0,001	-24,784	0,202	<0,001
	NP-A vs. NP-B	-11,480	0,093	<0,001	-2,648	0,022	0,027
	NA-A vs. NA-B	0,002	-0,001	0,379	-2,001	0,022	0,049
	General	-22,653	0,288	<0,001	-20,83	0,265	<0,001
	B-NP-A vs. B-NP-B	-2,684	0,072	0,027	-0,282	0,008	0,257
	P+NP-A vs. P+NP-B	-8,410	0,109	<0,001	-6,548	0,085	<0,001
	B-NA-A vs. B-NA-B	-3,511	0,055	0,007	-0,607	0,009	0,223
	P+NA-A vs. P+NA-B	-0,442	0,017	0,243	-1,056	0,042	0,130
	General	-31,446	0,208	<0,001	-26,912	0,178	<0,001
	L-A vs. L-B	-12,670	0,084	<0,001	-3,291	0,022	0,014
(B) 14 Indicadores	Ñ-A vs. Ñ-B	-1,733	0,014	0,064	-3,042	0,025	0,014
	General	-26,142	0,269	<0,001	-23,77	0,245	<0,001
	B-NP-A vs. B-NP-B	-3,580	0,078	0,012	-0,174	0,004	0,290
	P+NP-A vs. P+NP-B	-8,990	0,096	<0,001	-7,446	0,080	<0,001
	B-NA-A vs. B-NA-B	-4,830	0,054	<0,001	-1,779	0,020	0,058
	P+NA-A vs. P+NA-B	-0,695	0,022	0,191	-0,554	0,017	0,221

6.4 Discusión

6.4.1 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje de la provincia de Santa Cruz

En el capítulo 5 de esta tesis, se observaron las diferentes asociaciones entre los servicios ecosistémicos y las áreas ecológicas para la provincia de Santa Cruz, donde algunas áreas se asociaron con pocos servicios ecosistémicos (ej. MMN) y otras áreas con una mayor cantidad (ej. EMH y EMS). Esta multifuncionalidad de los ecosistemas supone implementar sistemas de manejo que potencien las sinergias y minimicen las compensaciones entre los diferentes servicios. Sin embargo, cuando incorporamos a la biodiversidad, las relaciones se vuelven más complejas aún (Cordingley et al. 2015).

Al considerar los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) se observó que diferentes servicios se asociaron a áreas ecológicas con diferentes niveles de biodiversidad. Las áreas esteparias del sur con altos valores de MBP y PROM presentaron los valores más altos de servicios de provisión, destacándose el indicador PPO. Además, se asociaron altos valores de PPNA, lo cual

es esperable y muestra que los pastizales con mejor productividad tienen mayores actividades ganaderas en la provincia. Estos altos valores de biodiversidad, se relacionan principalmente con la alta biodiversidad de plantas (ver Capítulo 3), siendo el *Carex* spp. y la *Festuca pallescens* las especies más características (Peri et al. 2013) de estos ambientes. Diferentes estudios se han realizado para conocer la diversidad de plantas de estas áreas, debido a su importancia para el planeamiento de actividades económicas de la zona (ej. ganadería) (Peri et al. 2013) y sus potenciales consecuencias negativas, como la desertificación (Figura 2.4-1, Capítulo 2) (Del Valle et al. 1998; Peri et al. 2016a). Los impactos de la ganadería sobre la PPNA fue determinado por Peri et al. (2016c) quienes encontraron una disminución en la productividad en aquellas áreas donde existe un sobrepastoreo de la vegetación. Además, la PPNA presentó una fuerte relación con la biodiversidad (ej. recursos genéticos o biomasa en descomposición) (Ito 2011), lo que determinó potenciales compensaciones debido a los altos valores de biodiversidad del área. En estas áreas también se destacan altos valores de biodiversidad de aves (ver Capítulo 3), presentando fuertes compensaciones con algunas prácticas económicas que promueven los servicios de provisión. Por ejemplo, algunas especies de aves (*Asthenes anthoides*, *Turdus falcklandii*, *Sturnella loyca*) se vieron afectadas por la remoción de matorrales para aumentar la biomasa, debido a la ubicación de los nidos entre los arbustos y a los recursos alimenticios que ofrecen (Kusch et al. 2016). Por otra parte, estas áreas con bajos valores de MBP y PROM estuvieron asociados con servicios de regulación y soporte (indicador COS) y culturales (indicador VR), los cuales usualmente están asociados a bajos niveles de interferencia humana (Schröter et al. 2017). También fue corroborado previamente la relación entre COS y la biodiversidad de especies de plantas en peligro de extinción coincidente con una mayor PPNA (Peri et al. 2019b). Podría considerarse que en las áreas de baja biodiversidad, pueden maximizarse las sinergias y las compensaciones minimizarse. Sin embargo, la recreación podría generar fuertes compensaciones con la biodiversidad debido al ingreso de especies exóticas (Charles y Dukes 2008) que los turistas o gente local puede trasladar desde centro poblados hacia estas áreas afectando así la diversidad de especies nativas. Cabe destacar que la presencia de áreas protegidas en áreas esteparias es muy baja (<3% de las superficies de EMH, EMS y MMN, ver Capítulo 2), donde se destaca el parque nacional Monte León que presenta bajos valores de naturalidad (HN=0,81), debido al histórico uso (ej. ganadería) y cercanía a centro poblados. Estas características de protección determinan que deben aplicarse prácticas de manejo sustentables que lleven a conservar la biodiversidad dentro de sistemas productivos, por ejemplo, asignación variable de cargas ganaderas a partir de contemplar aspectos biológicos de balance de biomasa y calidad del pastizal relacionado con los requerimientos del animal (Andrade et al. 2016).

Si bien las áreas esteparias del norte no se relacionaron con ninguno de los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos, las áreas con altos valores de MBP y PROM presentan valores altos del indicador relacionado a la actividad petrolera. A pesar de que esta actividad, se encuentra de forma puntual en la provincia de Santa Cruz, sus potenciales compensaciones con la biodiversidad no dejan de ser menores. En estas áreas esteparias, se observaron los valores más altos de biodiversidad potencial de lagartijas (ver Capítulo 3), destacándose *Liolaemus bribronii*, *L. fitzingerii*, *Diplolaemus bibronii*, *Homonota darwinii darwinii* (Breitman et al. 2014), siendo *H. darwinii darwinii* la especie de geco más austral (Weeks y Espinoza 2013). Además, se

destacan con valores medios a altos la biodiversidad potencial de tenebriónidos (ver Capítulo 3), presentando estos ambientes áridos y semiáridos un área de alto nivel de endemismo de estas especies (Domínguez et al. 2006; Carrara y Flores 2013). Algunas de las especies de lagartijas que se destacan son *Nyctelia fitzroyi* con los valores más altos de marginalidad y especialización, lo que indica que viven en condiciones extremas y en un rango estrecho de condiciones ambientales. La actividad petrolera, es una de las pocas actividades económicas que pueden realizarse dentro de áreas protegidas, y en este sentido, la biodiversidad presente dentro de la reserva provincial Mesera Espinosa y El Cordon se encuentra fuertemente comprometida (Ley n° 2.185). Adicionalmente, las áreas esteparias del norte con bajos valores de biodiversidad se asociaron con servicios de regulación y soporte (indicador: contenido de fósforo en el suelo), a pesar que se encuentra más relacionado a factores físicos que biológicos (Delgado-Baquerizo et al. 2013; Jiao et al. 2016) como la baja lixiviación (Delgado-Baquerizo et al. 2013). En estas áreas ecológicas existe una alta fragilidad ante cambios en el uso del suelo y cambios climáticos (Gaitán et al. 2019) con altos valores desertificación (ver Capítulo 2, Del Valle et al. 1998), lo que puede generar una mayor pérdida de la vegetación, remoción del suelo y por lo tanto pérdida del servicio ecosistémicos de regulación y soporte.

Por otra parte, las áreas cordilleranas con altos valores de MBP y PROM, presentaron mayores servicios de regulación y soporte, donde la metodológica del MBP también incluyó a las áreas de baja biodiversidad. Además, en estas áreas también se destacan algunos servicios de provisión relacionados directamente con la estructura forestal (indicadores PS y VTSC), y servicios culturales (indicadores VE, VEX y VIL). Cabe destacar que PROM consideró todas estas asociaciones dentro de las áreas cordilleranas con altos valores de biodiversidad. Estas áreas, son las únicas donde la metodología del MBP no pudo identificar los servicios con diferentes niveles de biodiversidad. Los altos valores de biodiversidad se relacionaron con los altos valores del hábitat potencial del huemul (Capítulo 3), presentando un peso importante debido a que es una especie amenazada (Black-Decima et al. 2016). Sin embargo también se encuentran dentro de estas áreas diferentes valores de biodiversidad potencial de plantas asociadas a los bosques de *Nothofagus* (ej. *Acaena magellanica*, *Avenella flexuosa* y *Baccharis magellanica*), principalmente en la zona sur-oeste de la provincia en los bosques de ñire (ej. *Berberis empetrifolia* y *Agrostis capillaris*), donde los valores del MBP fueron altos. Si bien, la riqueza de especies de aves en los bosques de *Nothofagus* es considerablemente más baja que en las zonas templadas más al norte (Lencinas et al. 2005; Brown et al. 2007), en estos ambientes extremos habitan aves específicas (ej. *Agriornis lividus*, *Aphrastura spinicauda* y *Scytalopus magellanicus*) (ver Capítulo 3). Estas áreas cordilleranas presentan la mayor superficie bajo áreas protegidas (>70% de la superficie de COR, ver Capítulo 2), pudiendo así maximizar las sinergias entre la biodiversidad y los servicios de regulación y soporte (indicadores NTS, PDG y HN) y los culturales (indicadores VE, VEX y VIL), lo cual fue identificado en otros estudios (Casalegno et al. 2013; Harrison et al. 2014) y utilizado para la creación y definición de áreas protegidas (Plieninger et al. 2015). Sin embargo, en sitios fuera de las áreas protegidas, maximizar la provisión de ciertos servicios de provisión supone un aumento en los potenciales compensaciones con la biodiversidad (estas relaciones se discuten con mayor detalle en el apartado de bosques de *Nothofagus*). En contraste, el área ecológica PS presenta sólo el 0,02% de su superficie bajo áreas protegidas (ver Capítulo 2). Sin embargo, entre

el 2014 y 2017 se creó el parque nacional Patagonia (el cual para los análisis de esta tesis no fue considerado debido a su reciente creación y falta de disponibilidad de información), el cual representa un importante aporte en el aumento de la protección de la biodiversidad y servicios ecosistémicos de las estepas alto andinas.

6.4.2 Potenciales sinergias y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*

En el presente estudio, el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus* presentó diferentes asociaciones entre diferentes valores de biodiversidad (Capítulo 3) y los servicios ecosistémicos (Capítulo 5).

En este contexto, al analizar los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) se observó que los bosques de ñire se relacionaron principalmente con los servicios de provisión, destacándose el indicador IPS en los bosque de ñire con altos valores de biodiversidad (MBP y PROM) y el PPO donde el bosque de ñire se combina con el pastizal con altos y bajos valores de biodiversidad. Estos resultados son esperables ya que estos bosques se encuentran en áreas ecotonales donde la ganadería es la principal actividad económica, proporcionando alimento a partir de la biomasa de los pastizales y refugio para los animales en el bosque (Peri et al. 2013). La alta biodiversidad presente en estos bosques se deben a los múltiples microambientes que permiten la supervivencia de un mayor número de especies de plantas (Lencinas et al. 2008a; Antos 2009), así como la existencia de posibles sinergias entre la ocurrencia de especies (Gargaglione et al. 2014). Peri y Ormaechea (2013) identificaron que los bosques abiertos de ñire admiten más especies de arbustos y gramíneas que aquellos bosques cerrados de ambientes húmedos. Cabe destacar que el PS pretende combinar las ganancias económicas bajo un manejo sostenible y amigable con el ecosistema (Peri et al. 2016b), abriendo el bosque para aumentar la biomasa del sotobosque, pero manteniendo una estructura vertical y horizontal a nivel de establecimiento que conserve biodiversidad. En este sentido el PS podría generar sinergias con la biodiversidad y los demás servicios ecosistémicos, algunos estudios han encontrado un aumento en la biodiversidad del sotobosque al abrir el bosque, ingresando especies asociadas a los pastizales (Gargaglione et al. 2014), la estructura y composición de la copa de los árboles en estos sistemas silvopastoriles determina condiciones abióticas, que influyen en las especies de aves y plantas que habitan el bosque (Barbier et al. 2008; Antos 2009; Peri et al. 2019a). Las aberturas del dosel generan un aumento en la luz incidente y la lluvia efectiva que llega al suelo, aumentando la riqueza y cobertura de plantas del sotobosque (Peri y Ormaechea 2013), así como la riqueza de insectos (Lencinas et al. 2008b). En cuanto a las aves, Lantschner y Rusch (2007) encontraron en Patagonia Norte, un aumento en la riqueza y diversidad de aves en bosques de ñire aprovechados, donde la comunidad del bosque es remplazada por especies más relacionadas a ambientes abiertos como el pastizal. Por otra parte, los bosques de ñire con altos valores de biodiversidad (PROM) presentaron una mayor cantidad de servicios de regulación y soporte (indicadores PPNA, COS, FTS y NTS) con diferencias significativas. Algunos estudios han identificado que, el COS en los bosques de ñire es relativamente abundante comparado con otros bosques templados (Bahamonde et al. 2013, 2018; Peri et al.

2015), presentando aumentos en la tasa de fijación de CO₂ en los bosques bajo manejo silvopastoril (Peri et al. 2017). La congruencia de todos estos servicios con altos valores de biodiversidad, podrían aumentar las sinergias en aquellos lugares donde los bosques de ñire se encuentran dentro de áreas protegidas, donde no hay servicios de provisión. Sin embargo, más del 80% de la superficie de estos bosques se encuentra fuera de áreas protegidas, donde la conservación de estos servicios y la biodiversidad dependen del manejo que realicen los propietarios de los establecimientos que aprovechan el bosque. Cabe destacar que el Santa Cruz no existen bosques categorizados en color verde (Ley n° 26.331, ver Capítulo 2), por lo que toma relevancia la implementación de Planes de Manejo con un enfoque de sustentabilidad.

Los bosques de lenga se destacan por los servicios culturales (indicadores VE, VEX y VIL) relacionados a bajos valores de biodiversidad al considerar el MBP. En estos ambientes características biofísicas (ej. montañas, agua) y la presencia de especies emblemáticas (ej. huemul) han que sean un gran atractivo para los servicios culturales (García-Llorente et al. 2012; Martínez Pastur et al. 2016b), sin embargo los de provisión se asocian con altos valores de biodiversidad potencial, lo que supone potenciales compensaciones. En menor medida se asocia con servicios de regulación y soporte (indicador FTS y HN) asociado a aquellas áreas donde se combina con el pastizal y con valores bajos de biodiversidad al considerar MBP y altos para PROM. Los altos valores de biodiversidad en estos bosques, se debe a que la metodología PROM identifica de gran importancia al huemul, considerada una especie amenazada (Black-Decima et al. 2016). La biodiversidad en los bosques de lenga cambia a través del paisaje (ej. la biodiversidad potencial cambia de norte a sur y de oeste a este), lo cual coincide con lo informado en otros estudios para los bosques de lenga en Patagonia Austral (Martínez Pastur et al. 2012, 2016c), presentando valores de biodiversidad de plantas más altos cuando se combinan diferentes tipos forestales (NA+NP) (Lencinas et al. 2008a), donde las condiciones ecológicas estuvieron relacionadas con una mayor heterogeneidad del hábitat y el sotobosque y de biodiversidad de insectos en bosque de lenga donde el potencial maderero es mayor (Lencinas et al. 2008b). Sin embargo, algunas prácticas silvícolas (ej. cortas de protección) causan un gran impacto en la diversidad de insectos, con una pérdida de una especie cada 11 años durante el primer ciclo, permitiendo la introducción de especies de otros de sitios que colonizan rápidamente (Spagarino et al. 2001), además de un aumento en la biodiversidad del sotobosque con especies nativas y exóticas (Martínez Pastur et al. 2002). La conservación de la biodiversidad en paisajes manejados, pueden ser mejorados al asociar áreas no aprovechadas dentro de las áreas productivas. En este sentido se han desarrollado nuevas prácticas silvícolas (ej retención variable) que permiten mantener estructuras que conservan las características de los bosques nativos no aprovechados (agregados) dentro de áreas aprovechadas (ej. retención dispersa) (Martínez Pastur et al. 2019). Sin embargo, algunas especies de insectos especialistas del bosques nativos disminuyen debido a la pérdida de hábitats (ej. árboles maduros) (Soler et al. 2016).

En cuanto a los mamíferos, el huemul, puede verse fuertemente afectado en el aprovechamiento de los servicios de provisión, tanto en los bosques de lenga como en los bosques de ñire. Varios estudios han relacionado la disminución del hábitat del huemul con diferentes impactos del hombre (López-Alfaro et al. 2012; Briceño et al. 2013; Corti et al. 2013) que afectan en gran medida a las poblaciones marginales del huemul

(ej. áreas extremas del sur y norte de la provincia) donde las actividades ganaderas predominan. A pesar de que esta especie presenta el grado más alto de conservación, se estima que hay entre 350-500 individuos en 50 subpoblaciones fragmentadas en todo Patagonia (Díaz y Smith-Flueck 2000), principalmente dentro de áreas protegidas que representa cerca del 50% de su hábitat natural (Vila et al. 2006; Quevedo et al. 2017). Sin embargo, es necesario desarrollar nuevas estrategias que permitan proteger la biodiversidad en aquellos lugares fuera de las áreas protegidas (Mori et al. 2017), donde el hábitat potencial del huemul es mayor y es posible el aprovechamiento de los servicios de provisión o servicios culturales de forma distinta a la realizada dentro de áreas protegidas (ej. acampar o realizar fogatas). En este sentido, algunas iniciativas privadas (Ea. Río Cóndor y Ea. Los Huemules, zona El Chaltén) apoyan esta estrategia al modificar las actividades económicas dentro de las estancias, por ejemplo a partir de reducir la actividad ganadera y aumentar otras actividades relacionadas con el ecoturismo (ej. avisaje de huemules). Es necesario implementar nuevos esfuerzos de conservación provinciales para promover estrategias innovadoras de manejo en estancias con alto valor de hábitats para aumentar la protección del huemul (Smith-Flueck et al. 2011) manteniendo a la vez los ingresos productivos (ej. corredores y cercas para evitar el contacto entre el ganado y poblaciones de huemul) (Gilbert-Norton et al. 2010; Corti et al. 2011).

La intensificación de la ganadería y aprovechamiento forestal han demostrado que llevan a la optimización de uno o sólo algunos servicios ecosistémicos (ej. de provisión) provocando una reducción en la diversidad y resiliencia de los ecosistemas (Cardinale et al. 2012; Lindenmayer et al. 2012) así como en la biodiversidad (MEA et al. 2005; Mori et al. 2017). A pesar de la importancia vital de los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad, los sectores público y privado han tardado en incorporar estos conceptos en la toma de decisiones (De Groot et al. 2010; Koschke et al. 2012). Recientemente, las agendas científicas y políticas sobre biodiversidad se movieron para incluir evaluaciones de los servicios y reconocieron la tarea crucial de monitorear los servicios para determinar la efectividad y el progreso en el marco de políticas públicas (Braat et al. 2012). Esta incorporación lenta se debe a factores complejos, donde la caracterización (ej. mapeo) de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad son necesarios para apoyar las tomas de decisiones a escala de paisaje (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Cordingley et al. 2015; Turkelboom et al. 2018). Se han producido enormes avances a nivel mundial en la ciencia (Carpenter et al. 2009), la valoración económica (Díaz et al. 2006) y la percepción social (Reyers et al. 2013; Quintas-Soriano et al. 2016b) para la conservación de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad (Mace et al. 2012; MAES 2013; Harrison et al. 2014), así como estudios de caso que permitan obtener información empírica sobre las relaciones entre el manejo de ecosistema y la provisión de servicios (De Groot et al. 2010). Esto también se ha visualizado en la Argentina y particularmente en los bosques de Patagonia, donde diferentes estudios han intentado comprender estas interacciones desde diferentes enfoques, por ejemplo la valoración de los servicios ecosistémicos desde un enfoque socio-económicos (Lattera et al. 2011), identificación de servicios ecosistémicos con estructuras biofísicas específicas (ej. secuestro de carbono con los bosques de ñire) (Peri et al. 2017), el análisis de sinergias y compensaciones en sistemas productivos (ej. silvopastoril) (Peri et al. 2016a; Martínez Pastur et al. 2017), y la valoración social de los servicios culturales (Martínez Pastur et al. 2016b), sin embargo el desafío sigue siendo

cómo resolver tales compensaciones en la práctica. En este contexto, todos estos estudios y los resultados de esta tesis permiten apoyar el diseño de políticas sustentables a escala de paisaje forestal. En los últimos años, el aporte a nivel de políticas públicas en los bosques ha sido significativo, lo que ha llevado a cambios en las prácticas de manejo de los establecimientos privados. Por ejemplo, la Ley n° 26.331 promueve un uso de los bosques nativos de forma e intensidad que permita mantener su biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Artículo 5°). Esta ley contempla el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos considerando diferentes categorías de conservación mencionadas en el Capítulo 2 para los bosques de la provincia de Santa Cruz (Peri y Ormachea 2013; Peri et al. 2019a). Además el "Plan Nacional de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada" (PNMBGI 2015) ha definido diferentes lineamientos que pretenden combinar actividades ganaderas y forestales que permitan el mantenimiento de los componentes estructurales y funcionales del bosque nativo, y por ende de sus servicios ecosistémicos (Peri et al. 2018).

6.5 Conclusiones

El estudio sobre las sinergias y compensaciones entre los distintos servicios ecosistémicos y la biodiversidad ha permitido aumentar los conocimientos sobre estas complejas interacciones y los potenciales factores sociales y económicos que pueden condicionar estas relaciones y afectar su provisión. El objetivo de este Capítulo (objetivo específico 4) fue determinar la correlación entre la provisión de los diferentes servicios ecosistémicos y la biodiversidad potencial, así como el balance de pérdidas y ganancias frente a diferentes escenarios de producción y estrategias de conservación para diferentes áreas ecológicas, y en distintos tipos de bosque. Abarcar estas interacciones desde el mapeo permite conectar los intereses de la sociedad con los ecosistemas naturales a escala de paisaje, siendo una herramienta poderosa para desarrollar propuestas de ordenamiento territorial, planificación y conservación de las tierras, apoyándose en la idea de multifuncionalidad de los ecosistemas. Los resultados de este Capítulo permiten aceptar Hipótesis 4 de esta tesis, indicando que las presiones del hombre sobre los ecosistemas naturales debido a actividades económicas (ej. uso ganadero, manejo silvopastoril, manejo forestal, minería, petróleo, urbanización) genera sinergias y conflictos entre las propuestas de manejo (servicios de provisión) y el resto de los servicios ecosistémicos o la conservación de la biodiversidad. Donde las mayores sinergias y/o compensaciones se encuentran en las áreas cordilleranas respecto a las áreas esteparias, debido a la mayor provisión de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) y por ende mayores interacciones con altos valores de biodiversidad potencial. Particularmente, para los bosques de *Nothofagus*, los bosques de ñire poseen mayores potenciales compensaciones debido al mayor suministro total de servicios ecosistémicos, altos valores de biodiversidad potencial, y baja representatividad dentro de la red de áreas protegidas. Mientras que, los bosques de lenga presentan mayores potenciales sinergias, destacándose los servicios culturales, bajos valores de biodiversidad potencial y alta representatividad dentro de la red de áreas protegidas. En este contexto, los resultados de este

Capítulo permiten aumentar el conocimiento sobre: (i) la relación entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad en los diferentes ecosistemas a escala de paisaje; (ii) los potenciales compensaciones entre los servicios de provisión y los demás servicios (regulación y soporte y culturales), (ii) los potenciales compensaciones en áreas donde existe una congruencia entre altos valores de servicios de provisión y biodiversidad fuera de áreas protegidas, (iii) sinergias y/o compensaciones entre servicios de regulación y soporte, culturales y biodiversidad dentro y fuera de áreas protegidas. Estos mapas son una herramienta eficaz que pueden contribuir a: (i) analizar las pérdidas en la provisión de servicios ecosistémicos de regulación y soporte debido a la priorización en los servicios de provisión, (ii) analizar las pérdidas en la biodiversidad debido a la priorización en los servicios de provisión, (iii) definir nuevas áreas potenciales para la conservación de algunos servicios ecosistémicos (ej. regulación y soporte) y la biodiversidad, (iv) definir áreas de “sacrificio” de biodiversidad donde se maximicen los servicios de provisión, (v) determinar los efectos de la desertificación en la provisión de los servicios ecosistémicos.

Capítulo 7

Conclusiones y Consideraciones Finales

7.1 Conclusiones

El trabajo de investigación desarrollado en esta tesis doctoral se basó en el estudio de la biodiversidad potencial y la provisión de los servicios ecosistémicos tanto en ecosistemas esteparios (pastizales y arbustales) como en los diferentes tipos de bosques de *Nothofagus* de Patagonia Sur, evaluando potenciales compensaciones y/o sinergias entre estos, bajo diferentes condiciones de uso y conservación.

- La utilización de herramientas multicriterio genera un conjunto de alternativas que mejoran la comprensión en la toma de decisiones de uso y conservación en el paisaje. En cuanto a la biodiversidad, la combinación del hábitat potencial para múltiples especies permitió obtener un único mapa de biodiversidad potencial, que simplifica la interpretación de múltiples hábitats potenciales de un gran número de especies. Además fue posible ampliar su interpretación a partir de la metodología propuesta para la determinación de áreas prioritarias para la conservación reafirmando los resultados encontrados en los análisis individuales. Mientras que, el estudio de los servicios ecosistémicos a partir del modelado y re-análisis de múltiples indicadores, permitió explorar la multifuncionalidad de los ecosistemas. Esto permitió conocer los cambios en el suministro e interacciones entre los tres grandes de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales).
- Los mapas de biodiversidad potencial y servicios ecosistémicos son un aporte innovador al uso habitual de puntos de presencia, polígonos de distribución actual de especies y características del uso del suelo (ej. plantaciones) usualmente empleados para estudios en áreas remotas donde no existen bases de datos de largo plazo y/o cartografía ambiental disponible. Asociar datos relevados a campo con múltiples variables ambientales de captura satelital permitió determinar los requerimientos ecológicos de las especies, asociar los servicios a estructuras biofísicas y características ambientales, conocer la distribución geográfica y su heterogeneidad espacial, y además permitió evaluar potenciales interacciones entre ellos.
- El análisis de las áreas ecológicas permitió posicionar a las áreas cordilleranas respecto a las áreas sin bosque nativo, mientras que el análisis del paisaje forestal permitió detectar diferencias en los bosques según los tipos forestales. El uso de diferentes escalas de análisis (regional y forestal), permitió identificar diferencias en el alcance de las metodologías, por ejemplo sólo la biodiversidad potencial encontró diferencias según el paisaje forestal.
- Los resultados de la biodiversidad potencial, permitieron concluir su relación con el paisaje, clima (ej. temperatura) y la cobertura forestal de los bosques de *Nothofagus*. A escala regional las áreas cordilleranas se posicionaron como el ecosistema que menor biodiversidad potencial presenta en comparación con aquellas áreas donde habitan especies endémicas o nativas con hábitats amplios y requerimientos ecológicos que cubren una

mayor área (ej. tenebriónidos en estepa húmeda). Sin embargo, la cordillera representó el área de mayor prioridad para la conservación de especies endémicas con hábitat restringido (ej. huemul en el bosque). Al considerar el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*, el bosque (>50% de cobertura forestal) de ñire y la presencia de áreas ecotonales asociadas con la mezcla de diferentes tipos forestales (ej. lenga y ñire) se destacaron por su biodiversidad potencial asociada a especies de plantas. La menor cobertura forestal (<30% cobertura) se asoció a los valores más bajos de biodiversidad potencial, generando mejores hábitats para especies esteparias de lagartijas y aves.

- Los resultados de los servicios ecosistémicos permiten concluir que el suministro de los servicios de provisión condicionaron a otros servicios (ej. regulación, soporte y culturales). A escala regional las áreas cordilleranas, son los ecosistemas que mayor diversidad de servicios ecosistémicos presentan, destacándose los de regulación y soporte. Por su parte, las áreas esteparias húmedas, se destacan principalmente por los servicios de provisión relacionados a la actividad ganadera en ambientes abiertos. El paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus* se diferenció por el suministro de servicios de provisión asociados al aprovechamiento de diferentes tipos forestales. Los bosque de ñire se caracterizan por servicios de provisión relacionados directamente a las actividades silvopastoriles, siendo mayores también los de regulación y soporte relacionados a la fertilidad del suelo, fijación de carbono y mantenimiento del pool genético, y culturales relacionados con actividades de recreación. En los bosques de lenga se destacó los servicios de provisión relacionados a la producción de madera (indicador: volumen total sin corteza) y culturales relacionados a experiencias estéticas, valoración de especies emblemáticas y a la identidad local. Además, las áreas de bosque ecotonales asociados a la lenga se relacionaron con los servicios de regulación y soporte asociados principalmente al manteamiento del hábitat natural (indicador: inversa de huella humana), donde genera parches extensos con un alto grado de naturalidad dentro de las áreas protegidas.
- Los resultados del análisis entre los diferentes servicios ecosistémicos y la biodiversidad potencial, permiten concluir que, las presiones del hombre sobre los ecosistemas naturales para el desarrollo de actividades económicas genera diferentes sinergias y/o compensaciones entre las propuestas de manejo de los servicios de provisión y el resto de los servicios ecosistémicos o la conservación de la biodiversidad. A escala regional, las áreas cordilleranas se destacaron como uno de los ecosistemas con mayores potenciales sinergias y/o compensaciones entre la provisión de servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad potencial, a pesar de presentar alta representatividad dentro de la red de áreas protegidas. En las áreas esteparias húmedas, los potenciales compensaciones se debieron a los mínimos esfuerzos de conservación, presentando pocos servicios ecosistémicos (principalmente de provisión) y altos valores de biodiversidad especialmente plantas y aves. Particularmente, en el paisaje forestal de los bosques de *Nothofagus*, el bosque de ñire posee mayores potenciales compensaciones debido al mayor suministro total de servicios ecosistémicos con altos valores de biodiversidad y baja representatividad dentro de la red de áreas protegidas. Por su parte, en los bosques de lenga se destacaron servicios culturales, bajos valores de biodiversidad potencial y alta representatividad dentro de la red de áreas protegidas, lo cual maximizan las sinergias.

- Las actividades económicas, el patrón de impacto en el paisaje y las áreas remanentes de naturalidad se relacionaron directamente con el estado de conservación que existen en los distintos tipos forestales. Por ejemplo, la baja representatividad del bosque de ñire dentro de la red de áreas protegidas y las altas presiones del hombre por aprovechar los servicios de provisión dejan como remanente un paisaje fragmentado con un bajo grado de naturalidad. Esto también se evidenció en las áreas esteparias de alto valor de conservación, principalmente de especies endémicas de lagartijas y tenebriónidos en las estepas secas, y de aves y plantas en las estepas húmedas.
- La identificación de áreas de hot-spots radica en poder reconocer a escala de paisaje las potenciales sinergias y/o compensaciones, como soporte para la generación de nuevas propuestas de planificación del territorio para el manejo sostenible. Es decir, generar una estrategia que permita un aumento de los beneficios sociales y económicos (ej. maximizando los servicios de provisión), minimizando los impactos sobre la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos (ej. soporte, regulación y culturales). Así mismo, identificar nuevas áreas destinadas a la conservación, priorizando altos valores de biodiversidad potencial.

7.2 Limitaciones encontradas en este estudio

- El modelado de los hábitats potenciales y de los servicios ecosistémicos estuvieron condicionados por la disponibilidad de información que hay actualmente para la provincia de Santa Cruz. Esto influyó en la cantidad de variables explicatorias usadas ($n = 40$) y en la cantidad de especies analizadas ($n = 119$). Asimismo, la cantidad de datos de presencia fue diferente según la especie considerada (ej. 300 puntos de presencia para el huemul y sólo 14 para una especie de las especies de tenebriónidos). Esto se refleja en que algunos modelos presentaron un ajuste diferencial.
- En forma similar, la elección de los indicadores de los servicios ecosistémicos estuvo fuertemente condicionada por la información disponible, como por ejemplo la probabilidad de presencia de oveja por estancia.
- Los diferentes tipos de variables ambientales utilizadas estuvieron condicionadas por la disponibilidad de información. Esto determinó que las variables climáticas (WorldClim) sean promedios de varios años mientras que otras variables de paisaje (ej. NDVI o PPNA) sean sólo la medición de un año determinado, por lo tanto no estamos considerando la variabilidad en un período de tiempo para estas variables.
- El cálculo del índice de huella humana para la provincia de Santa Cruz a partir de la adaptación del índice de escala global Sanderon et al. (2002), evidenció que es necesario adecuar y utilizar otras variables de impacto para cada sitio de muestro o región de estudio.
- El mapeo de los servicios de provisión tuvo como premisa que no es posible hacer uso de estos servicios dentro de la red de áreas protegidas, excepto para la producción petrolera (Ley n° 2185). Por lo cual, no se mapeo la provisión de estos servicios dentro de estas áreas, siendo imposible predecir el potencial de servicios de provisión si existiera algún cambio de conservación y pudieran aprovecharse.

- El mapa final de los servicios de regulación y soporte, intentó incluir una gran variedad de indicadores ($n=6$), sin embargo, no fue posible realizar inferencias sobre cómo los servicios de provisión afectan a otros servicios de regulación y soporte que no pudieron incluirse en el análisis (ej. erosión del suelo).
- El mapeo de los servicios culturales a partir de fotos georreferenciadas, pretendió ubicar geográficamente los diferentes valores de la sociedad sobre los ecosistemas. Sin embargo, la metodología propuesta implicó que aquellos interesados sin acceso a la tecnología no estuvieron representados en la población de la muestra, siendo necesaria la integración de datos recopilados utilizando otras técnicas (ej. entrevistas y cuestionarios a escala local y redes sociales a escalas regionales) para desarrollar una comprensión más completa.
- Las sinergias y compensaciones identificadas se encuentran directamente afectadas por las diferentes escalas de análisis (regional = 250.000ha y paisaje forestal = 5.000ha), siendo necesario ser prudente ante la toma de decisiones a escalas más finas y/o cambiar el tamaño de los hexágonos para futuros análisis.

7.3 Recomendaciones para investigaciones futuras

- Es necesario hacer más trabajo de campo de manera sistematizada (ej. inventario forestal y relevamiento de bosques nativos de la provincia) para poder aumentar la base de datos de biodiversidad, considerando las diferentes especies claves, umbrelas o en peligro según los diferentes ambientes (ej. estepas y/o cordilleras).
- Si bien el mapeo de la biodiversidad intentó incluir un gran número de especies ($n=119$), sería interesante poder incrementar y diversificar los grupos taxonómicos analizados (por ejemplo, otros mamíferos como puma, guanaco, etc.) para obtener una mejor interpretación de la biodiversidad potencial de cada área ecológica, así como la inclusión de ambientes acuáticos, siendo necesaria la exploración de nuevas variables ambientales y escalas de análisis que permitan modelar estos hábitats potenciales.
- La identificación de hot-spots de biodiversidad puede ser una poderosa herramienta para analizar la conservación de la biodiversidad potencial en otros tipos de áreas protegidas más informales (ej. áreas de interés a nivel municipal) o de establecimientos privados (ej. estancias que realizan únicamente actividades de ecoturismo). Asimismo, esta información permite evaluar o repensar el diseño de las áreas protegidas actuales y potencialmente ser útil para el diseño de nuevas áreas protegidas o nuevas estrategias de conservación dentro de la red productiva (ej. corredores biológicos).
- El desarrollo del índice de huella humana, pretendió incluir el máximo de presiones del hombre sobre la naturaleza disponibles hasta el momento. Sería interesante realizar este análisis en el tiempo con la actualización de la presiones existentes (ej. actividad forestal) o con la incorporación de nuevos impactos (ej. agricultura). Así mismo, su interpretación inversa, hábitat natural, podría usarse para definir estrategias de conservación en áreas de alta fragmentación, que permitan conectar (ej. corredores) áreas de alto valor de naturalidad con diferentes valores de biodiversidad (ej. alta naturalidad y alta biodiversidad potencial) dentro áreas con altas presiones humanas.

- Para el mapeo de los servicios ecosistémicos sería importante incluir otros servicios ecosistémicos de ambientes no terrestres (ej. cantidad y calidad de agua de ríos superficiales y aguas subterráneas, ciclo del agua, provisión de pesca) para obtener una mejor interpretación de todos los servicios que los diferentes ecosistemas de la provincia ofrecen.
- Para el análisis de las sinergias y compensaciones entre los servicios y la biodiversidad se podrían incorporar objetivos más específicos: (i) orientados a una especie en particular o un grupo taxonómico (ej. mata negra, lagartijas), (ii) direccionados a algún servicio (ej. fijación de carbono), (iii) limitados a un lugar con altas presiones humanas (ej. Río Gallegos) o bajas (ej. El Chaltén), (iv) orientados a una problemática (ej. pérdida de hábitat de una especie particular, desertificación), (v) desarrollo de propuestas de ordenamiento territorial para la maximización de servicios ecosistémicos específicos (ej. ganadería) o la creación de nuevas áreas protegidas.
- Asimismo, los mapas modelados de hábitat potencial y servicios ecosistémicos podrían ser utilizados para predecir los posibles efectos del cambio climático a largo plazo, a partir de nuevos re-análisis o modelados que influyan sobre la distribución de especies o los cambios en el suministro de los servicios ecosistémicos.

Bibliografía

- Acevedo P, Ward AI, Real R, Smith GC (2010) Assessing biogeographical relationships of ecologically related species using favourability functions: A case study on British deer. *Diversity and Distributions* 16(4): 515-528.
- Aguar MR y Paruelo JM (2003) Impacto humano sobre los ecosistemas: El caso de la desertificación. *Ciencia hoy* 13(77): 48-59.
- Ala-Hulkko T, Kotavaara O, Alahuhta J, Hjort J (2019) Mapping supply and demand of a provisioning ecosystem service across Europe. *Ecological Indicators* 103(7): 520-529.
- Alfonso J (1942) Los bosques de Tierra del Fuego. *Revista Suelo Argentino* 1: 47-51.
- Almirón A (2007) Valorización turística de un área protegida. El caso del destino los glaciares en el extremo sur patagónico. *Revista párrafos geográficos* 6(1): 1-36.
- Alonso MF, Wentzel H, Schmidt A, Balocchi O (2020) Plant community shifts along tree canopy cover gradients in grazed Patagonian *Nothofagus antarctica* forests and grasslands. *Agroforestry Systems* 94(2): 651-661.
- Alonso O, Mutarelli E, Orfila E (1968) Resultado de los tres primeros años del plan de investigaciones silviculturales y dasométricas necesarias para la organización económica de los bosques subantárticos argentinos. *Revista Forestal Argentina* 12(1): 3-31.
- Amico GC, Rodriguez-Cabal MA, Aizen MA (2011) Geographic variation in fruit colour is associated with contrasting seed disperser assemblages in a south-Andean mistletoe. *Ecography* 34(2): 318-326.
- Anderson CB, Martínez Pastur G, Lencinas MV, Wallem P, Moorman MC (2009) Do introduced North American beavers engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39(1): 33-52.
- Anderson RP (2012) Harnessing the world's biodiversity data: promise and peril in ecological niche modeling of species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1260(1): 66-80.
- Andors AV y Vuilleumier F (1995) Breeding of *Anthus furcatus* (Aves: Motacillidae) in northern Patagonia, with a review of the breeding biology of the species. *Ornitología Neotropical* 6: 37-52.
- Andrade MA, Suárez DD, Peri PL, Borrelli P, Ormaechea SG, Ferrante, D, Rivera EH, Sturzenbaun MV (2016) Desarrollo de un modelo para asignación variable de carga animal (MAVC) en Patagonia Sur. *Livestock Research for Rural Development* 28 (11): e-208, p 28.
- Andrew ME, Wulder MA, Nelson TA (2014) Potential contributions of remote sensing to ecosystem service assessments. *Progress in Physical Geography* 38 (3): 328-353.
- Angilletta MJ (2009) *Thermal Adaptation: A Theoretical and Empirical Synthesis*. Oxford Univ Press (ed). New York, EEUU, p 100.
- Antos J (2009) Understory plants in temperate forests. En: Owens JN, Gyde Lund H (eds.), *Forests and forest plants Volume I*. Eolss Publishers Co Ltd, Oxford, United Kingdom, pp. 262-279.

- Armesto JJ, Rozzi R, Miranda P, Sabag C (1987) Plant/frugivore interactions in South American temperate forests. *Revista Chilena de Historia Natural* 60(2): 321-336.
- Attum O, Eason P, Cobbs G, El Din SMB (2006) Response of a desert lizard community to habitat degradation: Do ideas about habitat specialists/generalists hold?. *Biological Conservation* 133(1): 52-62.
- Austin AT y Sala OE (2002) Carbon and nitrogen dynamics across a natural precipitation gradient in Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 13(3): 351-360.
- Ávila LJ, Morando M, Sites Jr JW (2006) Congeneric phylogeography: hypothesizing species limits and evolutionary processes in Patagonian lizards of the *Liolaemus boulengeri* group (Squamata: Liolaemini). *Biological Journal of the Linnean Society* 89(2): 241-275.
- Bagherzadeh A, Brumme R, Beese F (2008) Temperature dependence of nitrogen mineralization and microbial status in OH horizon of a temperate forest ecosystem. *Journal of Forestry Research* 19(1): 37-43.
- Bahamonde HA, Peri PL, Alvarez R, Barneix A, Moretto A, Martínez Pastur G (2013) Silvopastoral use of *Nothofagus antarctica* in Southern Patagonian Forest, influence over net nitrogen soil mineralization. *Agrofor Syst* 87(2): 259-271.
- Bahamonde HA, Pastur GM, Lencinas MV, Soler R, Rosas YM, Ladd B, Duarte Guardia S, Peri PL (2018) The relative importance of soil properties and regional climate as drivers of productivity in southern Patagonia's *Nothofagus antarctica* forests. *Annals of forest science* 75(2): 45-64.
- Bahamonde HA, Fernández V, Gyenge J, Mattenet F, Peri PL (2019) Essential nutrient and trace element foliar resorption of two coexisting *Nothofagus* species grown under different environmental conditions in southern Patagonia. *Frontiers in Plant Science* 10: e-1542, p 13.
- Bahn M, Rodeghiero M, Anderson-Dunn M, Dore S, Gimeno C, Drösler M, Willians M, Ammann C, Berninger F, Flechard C, Jones S, Balzarolo M, Kumar S, Newesely C, Priwitzar T, Raschi A, Siegwolf R, Susiluoto S, Tenhunen J, Wohlfahrt G, Cernusca A (2008) Soil respiration in European grasslands in relation to climate and assimilate supply. *Ecosystems* 11(8): 1352-1367.
- Bai Y, Zhuang C, Ouyang Z, Zheng H, Jiang B (2011) Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecological Complexity* 8(2): 177-183.
- Bajocco S, Ceccarelli T, Smiraglia D, Salvati L, Ricotta C (2016) Modelling the ecological niche of long-term land use changes: The role of biophysical factors. *Ecological Indicators* 60: 231-236.
- Barberena R, Méndez C, Mena F, Reyes O (2011) Endangered species, archaeology, and stable isotopes: Huemul (*Hippocamelus bisulcus*) isotopic ecology in central-western Patagonia (South America). *Journal of Archaeological Science* 380(9): 2313-2323.
- Barbier S, Gosselin F, Balandier P (2008) Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254(1): 1-15.
- Barreira E (1995) Los dueños de la tierra en la Patagonia Austral, 1880-1920. UNPA (ed). Santa Cruz, Argentina, p 475.

- Barrera MD, Frangi JL, Richter LL, Perdomo MH, Pinedo LB (2000) Structural and functional changes in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 11(2): 179-188.
- Barros A, Monz C, Pickering C (2015) Is tourism damaging ecosystems in the Andes? Current knowledge and an agenda for future research. *Ambio* 44(2): 82-98.
- Bartlam-Brooks HLA, Beck PSA, Bohrer G, Harris S (2013) Data from: In search of greener pastures: using satellite images to predict the effects of environmental change on zebra migration. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 118(4): 1427-1437.
- Battersby SE, Strebe DD, Finn MP (2017) Shapes on a plane: Evaluating the impact of projection distortion on spatial binning. *Cartography and Geographic Information Science* 44(5): 410-421.
- Bava J y López Bernal P (2005) Cortas de selección en grupo en bosques de lenga. *IDIA-XXI* 5(8): 39-42.
- Berg WA, Bradford JA, Sims PL (1997) Long-Term Soil Nitrogen and Vegetation Change on Sandhill Rangeland. *Journal of Range Management* 50(5): 482-486.
- Bianchi AR y Cravero SAC (2010) Atlas climático digital de la República Argentina. INTA Ediciones, 51.
- Black-Decima PA, Corti P, Díaz N, Fernandez R, Geist V, Gill R, Gizejewski Z, Jiménez J, Pastore H, Saucedo C, Wittmer H (2016) *Hippocamelus bisulcus*. The International Union for Conservation of Nature (IUCN) red list of threatened species: e-T10054A22158895.
- Böhm M, Collen B, Baillie JE, Bowles P, Chanson J, et al. (2013) The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157: 372-85.
- Bonino MF, Azócar DLM, Schulte JA, Cruz FB (2015) Climate change and lizards: changing species' geographic ranges in Patagonia. *Regional Environmental Change* 15(6): 1121-1132.
- Bonino N (2005) Guía de mamíferos de la Patagonia Argentina. INTA (ed). Buenos Aires, Argentina, p 101.
- Borrelli P, Oliva G, Williams M, Gonzalez L, Rial P, Montes L (1997) Sistema regional de soporte de decisiones. En: Santa Cruz y Tierra del Fuego. Proyecto Prodeser, INTA-GTZ. Buenos Aires, Argentina, p 134.
- Bosso L, Smeraldo S, Rapuzzi P, Sama G, Garonna AP, Russo D (2018) Nature protection areas of Europe are insufficient to preserve the threatened beetle *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae): evidence from species distribution models and conservation gap analysis. *Ecological Entomology* 43(2): 192-203.
- Boyce MS, Vernier PR, Nielsen SE, Schmiegelow F (2002) Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157(2-3): 281-300.
- Braat LC y De Groot R (2012) The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services* 1(1): 4-15.
- Brandtberg PO, Davis MR, Clinton PW, Condron LM, Allen RB (2010) Forms of soil phosphorus affected by stand development of mountain beech (*Nothofagus*) forests in New Zealand. *Geoderma* 157(3-4): 228-234.

- Breitman MF, Avila LJ, Sites Jr JW, Morando M (2011) Lizards from the end of the world: Phylogenetic relations of the *Liolaemus lineomaculatus* section (Squamata: Iguania: Liolaemini). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 59(2): 364-376.
- Breitman MF, Avila LJ, Sites Jr JW, Morando M (2012) How lizards survived blizzards: phylogeography of the *Liolaemus lineomaculatus* group (Liolaemidae) reveals multiple breaks and refugia in southern Patagonia and their concordance with other codistributed taxa. *Molecular Ecology* 21(24): 6068-6085.
- Breitman MF, Minoli I, Avila LJ, Medina CD, Sites Jr JW, Morando M (2014) Lagartijas de la provincia de Santa Cruz, Argentina: distribución geográfica, diversidad genética y estado de conservación. *Cuadernos de Herpetología* 28(2): 83-110.
- Breitman MF, Bonino MF, Sites Jr JW, Avila LJ, Morando M (2015) Morphological variation, niche divergence, and phylogeography of lizards of the *Liolaemus lineomaculatus* section (Liolaemini) from southern Patagonia. *Herpetological Monographs* 29(1): 65-88.
- Briceño C, Knapp LA, Silva A, Paredes J, Avendaño I, Vargas A, Sotomayor J, Vila AR (2013) Detecting an increase in an endangered huemul *Hippocamelus bisulcus* population following removal of cattle and cessation of poaching in coastal Patagonia, Chile. *Oryx* 47(2): 273-279.
- Brockerhoff E, Jactel H, Parrotta J, Quine C, Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17(5): 925-951.
- Brown C, Anderson CB, Ippi S, Sherriffs M, Charlin R, McGehee S, Rozzi R (2007) The autecology of the fiofio (*Elaenia albiceps* Lafresnaye and D'Orbigny) in subantarctic forests of the Cape Horn biosphere reserve, Chile. *Anales Instituto Patagonia* 35(2): 29-40.
- Bruner AG, Gullison RE, Rice RE, da Fonseca GAB (2001) Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291(5501): 125-128.
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21: 17-29.
- Buse J, Schröder B, Assmann T (2007) Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle a case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation* 137(3): 372-381.
- Buzzi MA, Rueter BL, Ghermandi L, Maldonado F (2019) Influencia de la actividad petrolera y la ganadería ovina en la cubierta del suelo en una región árida y semiárida de la Patagonia Argentina. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters* 45(2): 661-685.
- Cabrera AL y Willink A (1973) Biogeografía de América latina. Monografía 13, Serie de Biología, Washington, DC, p 117.
- Cardinale BJ (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401): 59-67.
- Carpenter SR, Mooney HA, Agard J, Capistrano D, DeFries RS, Díaz S, Dietz T, Duraipah AK, Oteng-Yeboah A, Pereira HM, Perrings C, Reid WV, Sarukhan J, Scholes RJ, Whyte A (2009) Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(5): 1305-1312.

- Carpentier S, Filotas E, Handa IT, Messier C (2016) Trade-offs between timber production, carbon stocking and habitat quality when managing woodlots for multiple ecosystem services. *Environmental Conservation* 44(1): 14-23.
- Carrara R, Cheli GH, Flores GE (2011a) Biogeographic patterns of epigeal tenebrionids (Coleoptera: Tenebrionidae) from Protected Natural Area Peninsula Valdes, Argentina: implications for its conservation. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(4): 1297-1310.
- Carrara R, Vázquez DP, Flores GE (2011b) Habitat specificity can blur the predictions of species–energy theory: A case study of tenebrionid beetles adapted to aridity. *Journal of Arid Environments* 75(8): 703-710.
- Carrara R y Flores GE (2013) Endemic tenebrionids (Coleoptera: Tenebrionidae) from the Patagonian steppe: a preliminary identification of areas of micro-endemism and richness hotspots. *Entomological Science* 16(1): 100-111.
- Carrara R y Flores GE (2015) Endemic epigeal Tenebrionids (Coleoptera: Tenebrionidae) from the Andean Region: exploring the Patagonian-diversification hypothesis. *Zootaxa* 4007(1): 47-62.
- Casalegno S, Inger R, Desilvey C, Gaston KJ (2013) Spatial covariance between aesthetic value and other ecosystem services. *PLoS One* 8(6): e-68437, p 5.
- Cellini JM, Martínez Pastur G, Soler R, Barrera M, Lencinas MV (2013) Retención variable en bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser en Patagonia Sur: Estructura forestal, estabilidad estructural y regeneración. *Revista Forestal Yvyrareta* 20: 40-47.
- Chan KMA, Shaw MR, Cameron DR, Underwood EC, Daily GC (2006) Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4(11): 2138-2152.
- Charles H y Dukes JS (2008) Impacts of invasive species on ecosystem services. En: Nentwing, W (ed.) *Biological invasions*, Springer, pp. 217-237.
- Charlin J, Borrero L, Pallo MC (2011) Ocupaciones humanas en el área noroccidental del río Gallegos (Prov. Santa Cruz, Argentina). En: Borrero LA, Borrazzo K (eds.) *Bosques, montañas y cazadores: Investigaciones arqueológicas en Patagonia meridional*. IMHICIHU, pp. 179-210.
- Chébez JC, Rey NR, Williams JD (2005) *Reptiles de los Parques Nacionales de la Argentina*. LOLA (ed), Argentina.
- Chen HY y Luo Y (2015) Net aboveground biomass declines of four major forest types with forest ageing and climate change in western Canada's boreal forests. *Global Change Biology* 21(10): 3675-3684.
- Chesser RT (2000) Evolution in the high Andes: the phylogenetics of Muscisaxicola ground-tyrants. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 15(3): 369-380.
- CIEFAP-MAyDS (Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico, AR - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, AR) (2016) *Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico*. Informe Final.
- Cloudsley-Thompson J (2001) Thermal and water relations of desert beetles. *Naturwissenschaften* 88(11): 447-460.

- Coetsee BWT (2017) Evaluating the ecological performance of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 26(1): 231-236.
- Conant RT, Paustian K, Elliott ET (2001) Grassland management and conservation into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11(2): 343-355.
- Corbalán V, Tognelli MF, Scolaro JA, Roig-Juñent SA (2011) Lizards as conservation targets in Argentinean Patagonia. *Journal for Nature Conservation* 19(1): 60-67.
- Cordingley JE, Newton AC, Rose R, Clarke R, Bullock J (2016) Can landscape-scale approaches to conservation management resolve biodiversity-ecosystem service trade-offs? *Journal of Applied Ecology* 53(1): 96-105.
- Cordingley JE, Newton AC, Rose RJ, Clarke RT, Bullock JM (2015) Habitat fragmentation intensifies trade-offs between biodiversity and ecosystem services in a heathland ecosystem in southern England. *PloS One* 10(6): e-0130004, p 15.
- Corlett RT (2015) The anthropocene concept in ecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 30(1): 36-41.
- Coronato F (2015) Ovejas, territorio y políticas públicas en la Patagonia. *Estudios del ISHiR*. 5(13): 6-19.
- Correa Ayram AC, Mendoza ME, Etter A, Salicrup DRP (2017) Anthropogenic impact on habitat connectivity: A multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico. *Ecological Indicators* 72: 895-909.
- Corti P, Shafer ABA, Coltman DW, Festa-Bianchet M (2011) Past bottlenecks and current population fragmentation of endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*): implications for preservation of genetic diversity. *Conservation Genetics* 12(1):119-128.
- Corti P, Saucedo C, Herrera P (2013) Evidence of bovine viral diarrhea, but absence of infectious bovine rhinotracheitis and bovine brucellosis in the endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in Chilean Patagonia. *Journal of Wildlife Diseases* 49(3): 744-746.
- Costanza R, D'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253-260.
- Costanza R, De Groot R, Braat L, Kubiszewski I, Fioramonti L, Sutton P, Farber S, Grasso M (2017) Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem services* 28(1): 1-16.
- Cruz FB, Kozykariski ML, Perotti MG, Pueta M, Moreno L (2005) Variación diaria de la temperatura corporal en dos especies de lagartos nocturnos (Squamata: Gekkonidae: Homonota) con comentarios sobre el uso de refugios. *Cuadernos de Herpetología* 18(2): 15-22.
- Cruz I, Muñoz AS, Caracotche MS (2010) Un Artefacto en asta de huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en depósitos arqueológicos de la Costa Atlántica: Implicaciones para la movilidad humana y la distribución de la especie. *Magallania* 38(1):287-294.

- Currie WS (2011) Units of nature or processes across scales? The ecosystem concept at age 75. *New Phytologist* 190(1): 21-34.
- Daily GC (1997) Introduction: What are ecosystem services. En: Daily, GC (ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, pp. 1-10.
- Daniel TC, Muhar A, Arnberger A, Aznar O, Boyd JW, Chan KMA, Costanza R, Elmqvist T, Flint CG, Gobster PH, Grêt-Regamey A, Lave R, Muhar S, Penker M, Ribe RG, Schauppenlehner T, Sikor T, Soloviy I, Spierenburg M, Taczanowska K, Tam J, von der Dunk A (2012) Cultural ecosystem services: potential contributions to the ecosystems services science and policy agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(23): 8812-8819.
- Darrieu C, Camperi A, Imberti S (2009) Avifauna (Passeriformes) of Santa Cruz province, Patagonia (Argentina): annotated list of species. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 11(1): 49-67.
- Davidson EA, Trumbore SE, Amundson R (2000) Biogeochemistry: Soil warming and organic carbon content. *Nature* 408(6814): 789-790.
- de Bello F, Lavorel S, Díaz S, Harrington R, Cornelissen JHC, Bardgett RD, Berg MP, Cipriotti P, Feld CK, Hering D, Martins da Silva P, Potts SG, Sandin L, Sousa JP, Storkey J, Wardle DA, Harrison PA (2010) Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19(10): 2873-2893.
- De Groot RS (1992) *Functions of nature*. Wolters Noordhoff BV, Groningen, The Netherlands, p 315.
- De Groot RS, Wilson MA, Boumans RM (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41(3): 393-408.
- De Groot RS, Alkemade R, Braat L, Hein L, Willemsen L (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3): 260-272.
- De Groot R, Brander L, Van Der Ploeg S, Costanza R, Bernard F, Braat L, Christie M, Crossman N, Ghermandi A, Hein L, Hussain S, Kumar P, Mcvittie A, Portela R, Rodriguez LC, Ten Brink P, Van Beukeringh P (2012) Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1(1): 50-61.
- Debinski DM y Holt RD (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- DeFries RS, Foley JA, Asner GP (2004) Land-use choices: Balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(5): 249-257.
- Del Fierro P (1998) *Experiencia silvicultural del bosque nativo*. Proyecto de Manejo Sustentable del Bosque Nativo, GTZ-CONAF. Publicaciones Lo Castillo, Santiago, Chile, p 420.
- Del Valle HF, Elissalde NO, Gagliardini DA, Milovich J (1998) Status of desertification in the Patagonian region: Assessment and mapping from satellite imagery. *Arid Land Research and Management* 12(2):95-121.

- Delgado-Baquerizo M, Maestre FT, Gallardo A, Matthew A. Bowker, Wallenstein MD, Quero JL, Ochoa V, Gozalo B, García-Gómez M, Soliveres S, García-Palacios P, Berdugo M, Valencia E, Escolar C, Arredondo T, Barraza-Zepeda C, Bran D, Carreira JA, Chaieb M, Conceição AA, Derak M, Eldridge DJ, Escudero A, Espinosa CI, Gaitán J, Gatica MG, Gómez-González S, Guzman E, Gutiérrez JR, Florentino A, Hepper E, Hernández RM, Huber-Sannwald E, Jankju M, Liu J, Mau RL, Miriti M, Moneris J, Naseri K, Noumi Z, Polo V, Prina A, Pucheta E, Ramírez E, Ramírez-Collantes DA, Romão R, Tighe M, Torres D, Torres-Díaz C, Ungar ED, Val J, Wamiti W, Wang D, Zaady E (2013) Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. *Nature* 502(7473): 672-676.
- Díaz NI (1993) Changes in the range distribution of *Hippocamelus bisulcus* in Patagonia. *Zeitschrift für Säugetierkd* 58(6): 344-351.
- Díaz NI y Smith-Flueck JM (2000) The Patagonian huemul: A mysterious deer on the brink of extinction. LOLA (ed), Buenos Aires, Argentina, p 150.
- Díaz P, Marqués BI, Vila AR (2013) Seasonal habitat use and selection of the endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in Patagonian Andes. *Mammalia* 77(4):371-380.
- Díaz S, Fargione J, Chapin FS, Tilman D (2006) Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4(8): e-277, p 6.
- Domínguez CM, Roig-Juñent S, Tassin JJ, Ocampo FC, Flores GE (2006) Areas of endemism of the Patagonian steppe: an approach based on insect distributional patterns using endemism analysis. *Journal of Biogeography* 33(9):1527-1537.
- Doyen JT (1994) Cladistic relations among Pimeliinae Tenebrionidae (Coleoptera). *Journal of the New York Entomological Society* 101(4): 443-514.
- Egoh B, Reyers B, Rouget M, Bode M, Richardson DM (2009) Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation* 142(3): 553-562.
- Egoh B, Drakou EG, Dunbar MB, Maes J, Willemen L (2012) Indicators for mapping ecosystem services: a review. European Commission, Joint Research Centre, Italia, p 111.
- Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, Heinemeyer A, Gillings S, Roy DB, Thomas CD, Gaston KJ (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47(2): 377-385.
- Elbroch LM y Wittmer HU (2013) The effects of puma prey selection and specialization on less abundant prey in Patagonia. *Journal of Mammalogy* 94(2): 259-268.
- Elith J y Leathwick J (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 677-697.
- Elvidge CD, Imhoff ML, Baugh KE, Hobson VR, Nelson I, Safran J, Dietz JB, Tuttle BT (2001) Night-time lights of the world: 1994–1995. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 56(2): 81-99.
- ENARGAS (Ente Nacional Regulador del Gas) (2016) Normas argentinas mínimas de seguridad para el transporte y distribución de gas natural y otros gases por cañería.
- Ernst C, Gullick R, Nixon K (2004) Conserving forests to protect water. *Opflow* 30(5): 1-7.

- ESRI (2011) ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute Inc, Redlands, USA.
- Estrada-Peña A y Venzal JM (2007) Climate niches of tick species in the Mediterranean region: Modelling of occurrence data, distributional constraints, and impact of climate change. *Journal of Medical Entomology* 44(6): 1130-1138.
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34(1): 487-515.
- Falk W y Mellert KH (2011) Species distribution models as a tool for forest management planning under climate change: risk evaluation of *Abies alba* in Bavaria. *Journal of Vegetation Science* 22(4): 621-634.
- Farr TG, Rosen PA, Caro E, Crippen R, Duren R, Hensley S, Kobrick M, Paller M, Rodriguez E, Roth L, Seal D, Shaffer S, Shimada J, Umland J, Werner M, Oskin M, Burbank D, Alsdorf D (2007) The shuttle radar topography mission. *Reviews of Geophysics* 45(2): RG2004.
- Fasioli E y Díaz BG (2011) Cartografía del sistema provincial de áreas protegidas de Santa Cruz (Patagonia Austral, Argentina). *Párrafos Geográficos* 10(1):174-194.
- Fernández JB, Smith Jr J, Scolaro A, Iburgüengoytia NR (2011) Performance and thermal sensitivity of the southernmost lizards in the world, *Liolaemus sarmientoi* and *Liolaemus magellanicus*. *Journal of Thermal Biology* 36(1): 15-22.
- Fernández PM, Cruz I, Belardi JB, De Nigris M, Muñoz AS (2015) Human predation and natural history of huemul (Cervidae; *Hippocamelus bisulcus* Molina) in Patagonia: a Zooarchaeological analysis. *Journal of Ethnobiology* 35(3): 472-498.
- Fernandez-Juricic E (2000) Forest fragmentation affects winter flock formation of an insectivorous guild. *Ardea* 88(2): 235-241.
- Fiori SM y Zalba SM (2003) Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 12(6): 1261-1270.
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Flores GE (1997) Revisión de la tribu Nycteliini (Coleoptera: Tenebrionidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 56(1-4):1-19.
- Flores GE (1998) Tenebrionidae. En: Morrone JJ y Coscarón S (eds.), *Biodiversidad de artrópodos argentinos: Una perspectiva biotaxonómica*. Ediciones Sur, pp. 232-240.
- Flores GE (1999) Systematic revision and cladistic analysis of the Neotropical genera *Mitragenius* Solier, *Auladera* Solier and *Patagonogenius* gen. n. (Coleoptera: Tenebrionidae). *Insect Systematics and Evolution* 30(4): 361-396.
- Flores GE y Vidal P (2001) Systematic revision and redefinition of the Neotropical genus *Epipedonota* Solier (Coleoptera: *Tenebrionidae*), with descriptions of eight new species. *Insect Systematics and Evolution* 32(1): 1-43.
- Flueck WT y Smith-Flueck JM (2006) Predicaments of endangered huemul deer, *Hippocamelus bisulcus*, in Argentina: a review. *European Journal of Wildlife Research* 52(2): 69-80.

- Flueck WT y Smith-Flueck JM (2011) Recent advances in the nutritional ecology of the Patagonian huemul: Implications for recovery. *Animal Production Science* 51(4): 311-326.
- Flueck WT y Smith-Flueck JM (2012) Huemul heresies: beliefs in search of supporting data. 1. Historical and zooarcheological considerations. *Animal Production Science* 52(8): 685-693.
- Foley JA, Defries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski, JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK (2005) Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570-574.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2010) Global Forest Resources Assessment 2000. Technical Report, Rome, Italy.
- Frangi J, Richter L, Barrera M, Alloggia M (1997) Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 27(7): 1095-1102.
- Franklin J (1988) Structural and functional diversity in temperate forests. En: Wilson EO y Peter FM (eds.), *Biodiversity*. National Academies Press, pp. 166-175.
- Frid A (2001) Habitat use by endangered huemul (*Hippocamelus bisulcus*): cattle, snow, and the problem of multiple causes. *Biological Conservation* 100(2): 261-267.
- Fuda RK, Ryan SJ, Cohen JB, Hartter J, Frair JL (2018) Assessing the impacts of oil exploration and restoration on mammals in Murchison Falls Conservation Area, Uganda. *African Journal of Ecology* 56(4): 804-817.
- Gaitán JJ, Navarro MF, Vuegen L T, Pizarro MJ, Carfagno P, Rigo S (2017) Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. INTA (ed). Argentina, p 72.
- Gaitán JJ, Bran DE, Oliva GE, Stressors PA (2019) Patagonian Desert. Elsevier Inc, Ámsterdam, p 19.
- Gallo E, Lencinas MV, Martínez Pastur G (2013) Site quality influence over understory plant diversity in old-growth and harvested stands of *Nothofagus pumilio* forest. *Forest System* 22(1): 25-38.
- Gamfeldt L, Snäll T, Bagchi R, Jonsson M, Gustafsson L, Kjellander P, Ruiz-jaen MC, Fröberg M, Stendahl J, Philipson CD, Mikusiński G, Andersson E, Westerlund B, Andrén H, Moberg F, Moen J, Bengtsson J (2013) Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4(1): 1-8.
- Garay G, Ortega IM and Guineo O (2016) Social Ecology of the huemul at Torres Del Paine National Park, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 44(1): 25-38.
- García-Llorente M, Martín-López B, Nunes PALD, Castro AJ, Montes C (2012) A choice experiment study for land-use scenarios in semi-arid watershed environments. *Journal of Arid Environments* 87: 219-230.
- Gargaglione V, Peri PL, Rubio G (2014) Tree-grass interactions for N in *Nothofagus antarctica* silvopastoral systems: evidence of facilitation from trees to underneath grasses. *Agroforestry Systems* 88(5): 779-790.
- Gaston KJ, Jackson SF, Cantu-Salazar L, Cruz-Piñón G (2008) The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 93-113.

- Gea G, Martínez Pastur G, Cellini JM, Lencinas MV (2004) Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krasser primary forests. *Forest Ecology and Management* 201(2-3): 335-347.
- Gilbert-Norton L, Wilson R, Stevens JR, Beard KH (2010) A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24(3): 660-668.
- Gill R, Saucedo Galvez C, Aldridge D, Morgan G (2008) Ranging behaviour of huemul in relation to habitat and landscape. *Journal of Zoology* 274(3): 254-260.
- Gilliam FS (2007) The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience* 57(10): 845-858.
- Godsoe W, Franklin J, Blanchet FG (2017) Effects of biotic interactions on modeled species' distribution can be masked by environmental gradients. *Ecology and Evolution* 7(2): 654-664.
- Golluscio RA, Deregibus V, Paruelo JM (1998) Sustainability and range management in the Patagonian steppe. *Ecología Austral* 8(2): 265-284.
- Gonzalez A, Mouquet N, Loreau M (2009) Biodiversity as spatial insurance: the effects of habitat fragmentation and dispersal on ecosystem functioning. En: Naeem S, Bunker DE, Hector A, Loreau M, Perrings C (eds.), *Biodiversity, Ecosystem Functioning and Human Wellbeing An Ecological and Economic Perspective*. Oxford University Press, pp. 134-146.
- González E, Salvo A, Valladares G (2015) Sharing enemies: evidence of forest contribution to natural enemy communities in crops, at different spatial scales. *Insect Conservation and Diversity* 8(4): 359-366.
- González L y Rial P (2004) *Guía Geográfica Interactiva de Santa Cruz*. INTA (ed). Santa Cruz, Argentina, p 59.
- Gonzalez-Redin J, Luque S, Poggio L, Smith R, Gimona A (2016) Spatial Bayesian belief networks as a planning decision tool for mapping ecosystem services trade-offs on forested landscapes. *Environmental Research* 144: 15-26.
- Graham CH y Hijmans RJ (2006) A comparison of methods for mapping species richness. *Global Ecology and Biogeography Letters* 15: 578-587.
- Grinnell J (1917) Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist* 51(602): 115-128.
- Grove S y Meggs J (2003) Coarse woody debris, biodiversity and management: a review with particular reference to Tasmanian wet eucalypt forests. *Australian Forestry* 66(4): 258-272.
- Guisan A y Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2-3): 147-186.
- Guisan A y Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9): 993-1009.
- Guisan A, Graham CH, Elith J, Huettmann F, NCEAS Species Distribution Modelling Group (2007) Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and distributions* 13(3): 332-340.

- Gunn JS, Ducey MJ, Belair E (2019) Evaluating degradation in a North American temperate forest. *Forest Ecology and Management* 432: 415-426.
- Gutiñas ME, Leirós MC, Trasar-Cepeda C, Gil-Sotres F (2012) Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology* 48: 73-80.
- Haines-Young R y Potschin M (2010a) Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting. European Environment Agency, p 30.
- Haines-Young R y Potschin M (2010b) The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: Raffaelli DG, Frid C (eds.), *Ecosystem Ecology. A New Synthesis*, pp. 110-139.
- Haines-Young R, Potschin M, Kienast F (2012) Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators* 21: 39-53.
- Haines-Young R y Potschin MB (2018) Common international classification of ecosystem services (CICES) V5. 1 and guidance on the application of the revised structure. Fabis Consulting Ltd. Nottingham, UK, p 53.
- Hakkenberg CR, Zhu K, Peet RK, Song C (2018) Mapping multi-scale vascular plant richness in a forest landscape with integrated LiDAR and hyperspectral remote-sensing. *Ecology* 99(9): 474-487.
- Hannah L, Lohse D, Hutchinson C, Carr JL, Lankerani A (1994) A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. *Ambio* 23(4-5): 246-250.
- Hannah L, Carr JL, Lankerani A (1995) Human disturbance and habitat: A biome-level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* 4(2): 128-155.
- Hansen AJ y DeFries R (2007) Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17(4): 974-988.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, Thau D, Stehman SV, Goetz S J, Loveland TR, Kommareddy A, Egorov A, Chini L, Justice CO, Townshend JRG (2013) High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342(6160): 850-853.
- Hanski I y Ovaskainen O (2000) The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404(6779): 755-758.
- Harrison PA, Berry PM, Simpson G, Haslett JR, Blicharska M, Bucur M, Dunford R, Egoh B, García-llorente M, Geamăna N, Geertsema W, Lommelen E, Meiresonne L, Turkelboom F (2014) Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services* 9: 191-203.
- Henríquez JM y Lusk CH (2005) Facilitation of *Nothofagus antarctica* (Fagaceae) seedlings by the prostrate shrub *Empetrum rubrum* (Empetraceae) on glacial moraines in Patagonia. *Austral Ecology* 30(8): 885-890.
- Hewitt R, Taylor L, Hollingsworth T, Anderson CB, Martínez Pastur G (2018) Variable retention harvesting influences belowground plant-fungal interactions of *Nothofagus pumilio* seedlings in forests of southern Patagonia. *PeerJ* 6: e-5008, 25 pp.

- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society* 25(15): 1965-1978.
- Hill JE, De Vault T, Wang G, Belant J (2020) Anthropogenic mortality in mammals increases with human footprint. *Frontiers, Ecology, Environment* 18(1): 13-18.
- Hirzel AH, Helfer V, Metral F (2001) Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145(2-3): 111-121.
- Hirzel AH, 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.
- Hirzel AH y Arlettaz R (2003) Modelling habitat suitability for complex species distributions by the environmental-distance geometric mean. *Environmental Management* 32(5): 614-623.
- Hirzel AH, Hausser J, Perrin N (2004) Biomapper 3.1. Division of conservation biology, University of Bern, Bern, Switzerland.
- Hirzel AH, Le Lay G, Helfer V, Randin C, Guisan A (2006) Evaluating habitat suitability models with presence-only data. *Ecological Modelling* 199(2): 142-152. Hirzel AH y Le Lay G (2008) Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45(5):1372-1381.
- Hodgson JA, Moilanen A, Wintle BA, Thomas CD (2011) Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48(1): 148-152.
- Hodgson JA, Thomas CD, Wintle BA, Moilanen A (2009) Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46(5): 964-969.
- Homburg K, Brandt P, Drees C, Assmann T (2014) Evolutionarily significant units in a flightless ground beetle show different climate niches and high extinction risk due to climate change. *Journal of Insect Conservation* 18(5): 781-790.
- Hortal J, Roura-Pascual N, Sanders NJ, Rahbek C (2010) Understanding (insect) species distributions across spatial scales. *Ecography* 33(1): 51-53.
- Howland B, Stojanovic D, Gordon IJ, Manning AD, Fletcher D, Lindenmayer DB (2014) Eaten out of house and home: impacts of grazing on ground-dwelling reptiles in Australian grasslands and grassy woodlands. *PLoS One* 9(12): e-105966, 25 pp.
- Huang B, Sun W, Zhao Y, Zhu J, Yang R, Zou Z, Ding F, Su J (2007) Temporal and spatial variability of soil organic matter and total nitrogen in an agricultural ecosystem as affected by farming practices. *Geoderma* 139 (3-4): 336-345.
- Hudson LN, Newbold T, Contu S, Hill SLL, Lysenko I, De Palma A, Phillips HRP, Alhousseini TI, Bedford FE, Bennett DJ, Booth H, Burton VJ, Chng CWT, Choimes A, Correia DLP, Day J, Echeverría-Londoño S, Emerson SR, Gao D, Garon M, Harrison MLK, Ingram DJ, Jung M, Kemp V, Kirkpatrick L, Martin CD, Pan Y, Pask-Hale GD, Pynegar EL, Robinson AN, Sanchez-Ortiz K, Senior RA, Simmons BI, White HJ, Zhang H, Aben J, Abrahamczyk S, Adum GB, Aguilar-Barquero V, Aizen MA, Albertos B, Alcala EL, del Mar Alguacil M, Alignier A, Ancrenaz M, Andersen AN, Arbeláez-Cortés E, Armbrecht

- I, Arroyo-Rodríguez V, Aumann T, Axmacher JC, Azhar B, Azpiroz AB, Baeten L, Bakayoko A, Báldi A, Banks JE, Baral SK, Barlow J, Barratt BIP, Barrico L, Bartolommei P, Barton DM, Basset Y, Batáry P, Bates AJ, Baur B, Bayne EM, Beja P, Benedick S, Berg Å, Bernard H, Berry NJ, Bhatt D, Bicknell JE, Bihn JH, Blake RJ, Bobo KS, Bócon R, Williams CD (2017) The database of the PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity In Changing Terrestrial Systems) project. *Ecology and Evolution* 7(1): 145-188.
- Ibargüengoytía NR, Medina SM, Fernández JB, Gutiérrez JA, Tappari F, Scolaro A (2010) Thermal biology of the southernmost lizards in the world: *Liolaemus sarmientoi* and *Liolaemus magellanicus* from Patagonia, Argentina. *Journal of Thermal Biology* 35(1): 21-27.
- Inostroza L, Zasada I, König HJ (2016) Last of the wild revisited: assessing spatial patterns of human impact on landscapes in Southern Patagonia, Chile. *Regional Environmental Change* 16(7): 2071-2085.
- Ippi S, Anderson CB, Rozzi R, Elphick C (2009) Annual variation of abundance and composition in forest bird assemblages on Navarino Island, Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Ornitología Neotropical* 20(2): 231-245.
- Ito A (2011) A historical meta-analysis of global terrestrial net primary productivity: are estimates converging?. *Global Change Biology* 17(10): 3161-3175.
- Ivancich H, Martínez Pastur G, Peri PL, Soler Esteban R, Lencinas MV (2010) Primeros resultados de raleos en bosques de *Nothofagus antarctica* para el manejo silvopastoril en Tierra del Fuego (Argentina). 1º Congreso Agroforestal Patagónico. Coyhaique (Chile), 27-29 octubre de 2010.
- Jaramillo A (2005) Aves de Chile. Lynx Edicions. Barcelona, España, p 240.
- Jenness J (2007) Some thoughts on analyzing topographic habitat characteristics. Jenness Enterprises. Flagstaff, USA, p 26.
- Jiao F, Shi XR, Han FP, Yuan ZY (2016) Increasing aridity, temperature and soil pH induce soil CNP imbalance in grasslands. *Scientific reports* 6: e-19601, 9pp.
- Kaltsas D, Trichas A, Mylonas M (2012) Temporal organization patterns of epigeal beetle communities (Coleoptera: Carabidae, Tenebrionidae) in different successional stages of eastern Mediterranean maquis. *Journal of Natural History* 46(7-8): 495-515.
- Knoepp JD y Swank WT (2002) Using temperature soil and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils* 36(3): 177-182.
- Koschke L, Fürst C, Frank S, Makeschin F (2012) A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators* 21(0): 54-66.
- Krauss J, Bommarco R, Guardiola M, Heikkinen RK, Helm A, Kuussaari M et al. (2010) Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13(5): 597-605.
- Kreye M, Adams D, Escobedo F (2014) The value of forest conservation for water quality protection. *Forests* 5(5): 862-884.

- Kubisch EL, Corbalán V, Ibargüengoytia NR, Sinervo B (2015) Local extinction risk of three species of lizard from Patagonia as a result of global warming. *Canadian Journal of Zoology* 94(1): 49-59.
- Kunkel ML, Flores AN, Smith TJ, McNamara JP, Benner SG (2011) A simplified approach for estimating soil carbon and nitrogen stocks in semi-arid complex terrain. *Geoderma* 165(1): 1-11.
- Kusch A, Vidal O, Henríquez JM (2016) Remoción de matorrales semi-áridos en Magallanes: efectos sobre la composición, estructura y rasgos funcionales de los ensambles de aves. *Anales del Instituto de la Patagonia* 44(2): 35-48.
- L'Heureux GL y Borrero LA (2016) El uso de la fauna en laguna cóndor, provincia de Santa Cruz, Argentina. *Magallania* 44(1): 249-257.
- Lal R y Lorenz K (2012) Carbon sequestration in temperate forests. En: Lal R, Lorenz K, Hüttl R, Schneider B, von Braun J (eds.), *Recarbonization of the biosphere*. Springer, pp. 187-201.
- Lanfranco D (1977) Entomofauna asociada a los bosques de *Nothofagus pumilio* en la región de Magallanes 1 parte: Monte Alto (Río Rubens, Última Esperanza). *Anales del Instituto de la Patagonia* 8(1): 319-346.
- Lantschner MV y Rusch V (2007) Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. *Ecología austral* 17(1): 99-112.
- Larson DM (2014) Grassland fire and cattle grazing regulate reptile and amphibian assembly among patches. *Environmental Management* 54(6): 1434-1444.
- Lattera P, Orúe ME, Booman GC (2011) Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154: 56-67.
- Lencinas MV, Martínez Pastur G, Medina M, Busso C (2005) Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiversity and Conservation* 14(10): 2299-2320.
- Lencinas MV, Martínez Pastur G, Rivero P, Busso C (2008a) Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiversity and Conservation* 17(11): 2579-2597.
- Lencinas MV, Martínez Pastur G, Anderson CB, Busso C (2008b) The value of timber quality forests for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. *Journal of Insect Conservation* 12(5): 461-475.
- Lencinas MV, Martínez Pastur G, Solán R, Gallo E, Cellini JM (2008c) Forest management with variable retention impact over moss communities of *Nothofagus pumilio* understory. *Forstarchiv* 79(1): 77-82.
- Lencinas MV, Martínez Pastur G, Gallo E, Cellini JM (2009) Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in managed South Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 258(4): 472-480.
- Lencinas MV, Martínez Pastur G, Gallo E, Cellini JM (2011) Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262(7): 1236-1250.

- Lescano MN, Elizalde L, Werenkraut V, Pirk GI, Flores GE (2017) Ant and tenebrionid beetle assemblages in arid lands: Their associations with vegetation types in the Patagonian steppe. *Journal of Arid Environments* 138: 51-57.
- Li FR, Liu JL, Ren W, Liu LL (2018) Land-use change alters patterns of soil biodiversity in arid lands of northwestern China. *Plant and Soil* 428(1-2): 371-388.
- Li S, Zhang Y, Wang Z, Li L (2018) Mapping human influence intensity in the Tibetan Plateau for conservation of ecological service functions. *Ecosystem Services* 30: 276-286.
- Lillesand TM y Kiefer RW (2000) Remote sensing and image interpretation (4th ed). Wiley. New York, Chichester, USA, p 287.
- Lindenmayer D y Franklin J (2002) Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press. Washington DC, USA, p 345.
- Lindenmayer D, Franklin JF, Löhmus A, Baker SC, Bauhus J, Beese W, Brodie A, Kiehl B, Kouki J, Martínez Pastur G, Messier C, Neyland M, Palik B, Sverdrup-Thygeson A, Volney J, Wayne A, Gustafsson L (2012) A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters* 5(6): 421-431.
- Liu R, Zhu F, Steinberger Y (2016) Changes in ground-dwelling arthropod diversity related to the proximity of shrub cover in a desertified system. *Journal of Arid Environments* 124:172-179.
- Liu SL, Cui BS, Dong SK, Yang ZF, Yang M, Holt K (2008) Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk-A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecological Engineering* 34(2): 91-99.
- López-Alfaro C, Estades CF, Aldridge DK, Gill RM (2012) Individual-based modeling as a decision tool for the conservation of the endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in southern Chile. *Ecological Modelling* 244: 104-116.
- Lundberg J y Moberg F (2003) Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6(1): 87-98.
- Luque S, Martínez Pastur G, Echeverría C, Pacha MJ (2010) Overview of biodiversity loss in South America: A landscape perspective for sustainable forest management and conservation in temperate forests. En: Li C, Laforteza R, Chen J, (eds.), *Landscape Ecology and Forest Management: Challenges and Solutions in a Changing Globe*. HEP-Springer, pp. 352-379.
- Mace G, Norris K, Fitter A (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationsHP. *Trends Ecology and Evolution* 27(1): 19-26.
- Maes J, Egoh B, Willemsen L, Lique C, Vihervaara P, Schägner JP, Grizzetti B, Drakou EG, La Notte A, Zulian G, Bouraoui F, Paracchini ML, Braat L, Bidoglio G (2012) Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1(1): 31-39.
- Mangiacotti M, Scali S, Sacchi R, Bassu L, Nulchis V, Corti C (2013) Assessing the spatial scale effect of anthropogenic factors on species distribution. *PloS One* 8: e67573, p 11.
- Manly BF y Navarro AJA (2017) Multivariate statistical methods: a primer. CRC press, USA, p 271.

- Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) (2013) An analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion Paper, Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Martínez Pastur G, Cellini JM, Peri P, Vukasovic R, Fernández C (2000) Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). *Forest Ecology and Management* 134 (1–3): 153-162.
- Martínez Pastur G, Peri PL, Fernández C, Staffieri G, Lencinas MV (2002) Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research* 7(3): 165-174.
- Martínez Pastur G, Lencinas MV, Peri PL, Moretto A, Cellini JM, Mormeneo I, Vukasovic R (2007) Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: Technology innovation and monitoring program. *Journal of Technology Management and Innovation* 2(3): 58-70.
- Martínez Pastur G, Cellini JM, Lencinas MV, Peri PL (2008) Potencialidad de la cosecha y rendimiento industrial de bosques de *Nothofagus antarctica* en Tierra del Fuego (Argentina). 4º Congreso Chileno de Ciencias Forestales. Talca (Chile), 1-3 octubre de 2008.
- Martínez Pastur G, Lencinas MV, Cellini JM, Peri PL, Soler R (2009) Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 258(4): 436-443.
- Martínez Pastur G, Jordán C, Soler Esteban R, Lencinas MV, Ivancich H, Kreps G (2012) Landscape and microenvironmental conditions influence over regeneration dynamics in old-growth *Nothofagus betuloides* Southern Patagonian forests. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 146(1): 201-213.
- Martínez Pastur G, Peri PL, Lencinas MV, Cellini JM, Barrera M, Soler R, Ivancich H, Mestre L, Moretto AS, Anderson CB, Pulido F (2013) La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur. En: Donoso P, Promis A (eds.), *Silvicultura en bosques nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda*. Universidad Austral de Chile, pp. 155-179.
- Martínez Pastur G, Lencinas MV, Gallo E, De Cruz M, Borla ML, Esteban RS, Anderson CB (2015) Habitat-specific vegetation and seasonal drivers of bird community structure and function in southern Patagonian forests. *Community Ecology* 16(1): 55-65.
- Martínez Pastur G, Peri PL, Lencinas MV, Soler R, Bahamonde HA, Valenzuela AEJ, Cabello JL, Anderson CB (2016a) Investigación socio-ecológica a largo plazo en la Patagonia Austral: Estrategias interdisciplinarias para lograr la conservación de los recursos naturales a través de un manejo sustentable bajo escenarios de cambio global. *Revista Ecosistemas* 25(1): 49-57.
- Martínez Pastur G, Peri PL, Lencinas MV, García Llorente M, Martín López B (2016b) Spatial patterns of cultural ecosystem services provision in Southern Patagonia. *Landscape Ecology* 31(2): 383-399.

- Martínez Pastur G, Peri PL, Soler Esteban R, Schindler S, Lencinas MV (2016c) Biodiversity potential of *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina): Tools for regional conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 25(10): 1843-1862.
- Martínez Pastur G, Peri PL, Huertas Herrera A, Schindler S, Díaz-Delgado R, Lencinas MV, Soler R (2017) Linking potential biodiversity and three ecosystem services in silvopastoral managed forest landscapes of Tierra del Fuego, Argentina. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 13(2): 1-11.
- Martínez Pastur G, Rosas YM, Manríquez MT, Huertas Herrera A, Miller JA, Cellini JM, Barrera MD, Peri PL, Lencinas MV (2019) Knowledge arising from long-term research of variable retention harvesting in Tierra del Fuego: where do we go from here?. *Ecological Processes* 8(1): 24-40.
- Martínez-Harms MJ y Balvanera P (2012) Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8(1-2): 17-25.
- Massaccesi G, Roig F, Martínez Pastur G, Barrera M (2008) Growth patterns of *Nothofagus pumilio* trees along altitudinal gradients in Tierra del Fuego, Argentina. *Trees* 22(2): 245-255.
- Matthews EG, Lawrence JF, Bouchard P, Steiner WE, Ślipiński SA (2010) Tenebrionidae Latreille (1802) En: Leschen RAB, Beutel RG, Lawrence JF (eds.), *Handbook of Zoology. Coleoptera, Beetles. Volume 2: Morphology and systematics (Elateroidea, Bostrichiformia partim)*. De Gruyter, pp. 574-659.
- McCune B y Mefford MJ (1999) PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 5.0 MjM software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McGarigal K, Cushman SA, Ene E (2012) FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. University of Massachusetts, Amherst, US.
- McGehee SM y Eitniear JC (2007) Diet of the patagonian Sierra-finch (*Phrygilus patagonicus*) on Navarino island, Chile. *Ornitología Neotropical* 18: 449-452.
- McGowan PJ (2016) Conservation: Mapping the terrestrial human footprint. *Nature* 537(7619): 172-173.
- McQuillan P (1993) *Nothofagus* (Fagaceae) and its invertebrate fauna - an overview and preliminary synthesis. *Biological Journal of the Linnean Society* 49(4): 317-354.
- Medina M e Ibargüengoytía, NR (2010) How do viviparous and oviparous lizards reproduce in Patagonia? A comparative study of three species of *Liolaemus*. *Journal of Arid Environments* 74(9): 1024-1032.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) *Ecosystems and human wellbeing: Current state and trends*. Island Press, Washington, USA.
- Mjachina K, Hu Z, Chibilyev A (2018) Detection of damaged areas caused by the oil extraction in a steppe region using winter landsat imagery. *Journal of Applied Remote Sensing* 12(1): 016017.
- Moilanen A, Franco AM, Early RI, Fox R, Wintle B, Thomas CD (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272(1575): 1885-1891.

- Moilanen A (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning. Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation* 134(4): 571-579.
- Morales CL y Aizén MA (2006) Invasive mutualisms and the structure of plant–pollinator interactions in the temperate forests of north-west Patagonia, Argentina. *Journal of Ecology* 94(1): 171-180.
- Morando M, Avila LJ, Turner C, Sites Jr, JW (2007) Molecular evidence for a species complex in *Liolaemus bibroni* and phylogeography of the closely related *Liolaemus gracilis*. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 43(3): 952-973.
- Mori AS, Lertzman KP, Gustafsson L (2017) Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology* 54(1): 12-27.
- Morrison ML, Marcot BG, Mannan RW (1992) *Wildlife–Habitat Relationships: Concepts and Applications*. University of Wisconsin Press, Madison, USA, p 473.
- Müller J, Boch S, Blaser S, Fischer M, Prati D (2015) Effects of forest management on bryophyte communities on deadwood. *Nova Hedwigia* 100(3-4): 423-438.
- Munguía M, Townsend Peterson A, Sánchez-Cordero V (2008) Dispersal limitation and geographical distributions of mammal species. *Journal of Biogeography* 35(10): 1879-1887.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, GaB Da Fonseca, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.
- Naidoo R, Balmford A, Costanza R, Fisher B, Green R, Lehner B, Malcolm T, Ricketts T (2008) Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28): 9455-9500.
- Narosky T y Yzurieta D (2005) *Guía para la identificación de aves de Argentina y Uruguay*. Asociación Ornitológica del Plata (ed). Buenos Aires, Argentina, p 346.
- Newbold T (2010) Applications and limitations of museum data for conservation and ecology, with particular attention to species distribution models. *Progress in Physical Geography* 34(1): 3-22.
- Newbold TS, Stapp P, Levensailor KE, Derner JD, Lauenroth WK (2014) Community responses of arthropods to a range of traditional and manipulated grazing in shortgrass steppe. *Environmental Entomology* 43(3): 556-568.
- Norambuena HV, Areta JI, Medrano F, Ortiz P, Victoriano PF (2017) Aportes a la historia natural del bailarín chico o cachirla común (*Anthus correndera chilensis*) *Ornitología Neotropical Society* 28: 243-252.
- Oliva G, Rial P, Gonzalez L, Mazzoni E (1995) Evaluación del estado actual de la desertificación en la Transecta Santa Cruz. Capítulo IV.1. En: del Valle H, Eiden G, Mensching H, Goergen J (eds.), *Lucha contra la desertificación en la Patagonia. Cooperación técnica argentino alemana. Proyecto INTA- GTZ* (ed.), pp. 65-68.
- Oliva G, González L, Rial P, Livraghi E (2001) El ambiente en la Patagonia Austral. En: Borelli P, Oliva G (ed.), *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral*. INTA (ed.), pp. 17-80.
- Oliva G, Gonzalez L, Ruial P (2004) Áreas Ecológicas. En: Gonzalez L y Rial P (ed) *Guía Geográfica Interactiva de Santa Cruz*. INTA (ed.), pp. 14-15.

- Olson DM y Dinerstein E (2002) The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89(2): 199-224.
- ORNL DAAC (2008) MODIS Collection 5 Land Products Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA.
- Oyarzabal M, Clavijo J, Oakley L, Biganzoli F, Tognetti P, Barberis I, MAturo HM, Aragon R, Campanello P, Prado D, Oesterheld M, León JC (2018) Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28(1): 40-63.
- Palomino D y Carrascal LM (2007) Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological conservation* 140(1-2): 100-109.
- Panagos P, Borrelli P, Poesen J, Ballabio C, Lugato E, Meusburger K, Montanarella L, Alewell C (2015) The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science and Policy* 54: 438-447.
- Pattison CA, Quinn MS, Dale P, Catterall CP (2016) The landscape impact of linear seismic clearings for oil and gas development in boreal forest. *Northwest Science* 90(3): 340-354.
- Pauly D y Christensen V (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374(6519): 255-257.
- Pedrana J, Bustamante J, Travaini A, Rodríguez A (2010) Factors influencing guanaco distribution in southern Argentine Patagonia and implications for its sustainable use. *Biodiversity and Conservation* 19(12):3499-3512.
- Pedrana J, Bustamante J, Rodríguez A, Travaini A (2011) Primary productivity and anthropogenic disturbance as determinants of *Upland Goose Chloephaga picta* distribution in southern Patagonia. *Ibis* 153(3): 517-530.
- Perera A, Peterson U, Martínez Pastur G, Iverson L (2018) Ecosystem services from forest landscapes: Broadscale considerations. Springer. Cham, Switzerland, p 272.
- Peri PL, Gargaglione V, Martínez Pastur G (2008) Above-and belowground nutrients storage and biomass accumulation in marginal *Nothofagus antarctica* forests in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2502-2511.
- Peri PL, Gargaglione V, Martínez Pastur G, Lencinas MV (2010) Carbon accumulation along a stand development sequence of *Nothofagus antarctica* forests across a gradient in site quality in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 260(2): 229-237.
- Peri PL (2011) Carbon Storage in Cold Temperate Ecosystems in Southern Patagonia, Argentina. En: Atazadeh I (ed.), *Biomass and Remote Sensing of Biomass*. InTech Publisher, pp. 213–226.
- Peri PL y Ormaechea SG (2013) Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. INTA (ed.). Santa Cruz, Argentina, p 88.
- Peri PL, Lencinas MV, Martínez Pastur G, Wardell-Johnson GW, Lasagno R (2013) Diversity patterns in the steppe of Argentinean southern Patagonia: Environmental drivers and impact of grazing. En: Morales

- MB y Traba Diaz J (eds.), *Steppe ecosystems: Biological diversity, management and restoration*. Nova Science Publishers, pp. 73-96.
- Peri PL, Bahamonde H, Christiansen R (2015) Soil respiration in Patagonian semiarid grasslands under contrasting environmental and use conditions. *Journal of Arid Environments* 119:1-8.
- Peri PL, Ladd B, Lasagno RG, Martínez Pastur G (2016a) The effects of land management (grazing intensity) vs. the effects of topography, soil properties, vegetation type, and climate on soil carbon concentration in Southern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 134: 73-78.
- Peri PL, Hansen NE, Bahamonde HA, Lencinas MV, Von Müller AR, Ormaechea S, Gargaglione V, Soler Esteban R, Tejera L, Lloyd CE, Martínez Pastur G (2016b) Silvopastoral systems under native forest in Patagonia, Argentina. En: PL Peri, F Dube, A Varella (eds.), *Silvopastoral systems in southern South America*. Springer, Series: *Advances in Agroforestry*, pp. 117-168.
- Peri PL, Lencinas MV, Bousson J, Lasagno R, Soler R, Bahamonde H, Pastur GM (2016c) Biodiversity and ecological long-term plots in Southern Patagonia to support sustainable land management: The case of PEBANPA network. *Journal for Nature Conservation* 34: 51-64.
- Peri PL, Banegas N, Gasparri I, Carranza C, Rossner B, Martínez Pastur G, Caballero L, López D, Loto D, Fernández P, Powel P, Ledesma M, Pedraza R, Albanesi A, Bahamonde HA, Ecclesia R, Piñeiro G (2017) Carbon sequestration in temperate silvopastoral systems, Argentina. En: Montagnini F (ed.), *Integrating landscapes: Agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty*. Springer Series: *Advances in Agroforestry*, pp. 453-478.
- Peri PL, Fermani S, Monaco M, Rosales V, Díaz F, Collado L, Torres SC, Ceballos E, Soupet J, Perdomo M, Soto Castelló A, Antequera S, Navall M, Tomanek E, Colomb H, Borrás M (2018) Manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) en Argentina. IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Villa La Angostura, Neuquén, 31 octubre-2 noviembre de 2018.
- Peri PL, Monelos L, Díaz B, Mattenet F, Huertas L, Bahamonde H, Rosas YM, Lencinas MV, Cellini JM, Martínez Pastur G (2019a) Estado y usos de los bosques nativos de lenga, siempreverdes y mixtos en Santa Cruz: Base para su conservación y manejo. INTA (ed.). Santa Cruz, Argentina p 56.
- Peri PL, Lasagno RG, Martínez Pastur G, Atkinson R, Thomas E, Ladd B (2019b) Soil carbon is a useful surrogate for conservation planning in developing nations. *Sci Rep* 9(1): e-3905, 6 pp.
- Perrings C, Naeem S, Ahrestani F, Bunker DE, Burkill P, Canziani G, Elmqvist T, Ferrati R, Fuhrman J, Jaksic F, Kawabata Z, Kinzig A, Mace GM, Milano F, Mooney H, Prieur-Richard AH, Tschirhart J, Weisser W (2010) Ecosystem services for 2020. *Science* 330 (6002): 323-324.
- Peterson AT (2006) Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3: 59-72.
- Pettorelli N (2013) *The Normalised Difference Vegetation Index*. Oxford University Press. Oxford, UK, p 193.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3-4): 231-59.

- Phillips SJ, Dudík M, Elith J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J, Ferrier S (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19(1): 181-197.
- Plieninger T, Bieling C, Fagerholm N, Byg A, Hartel T, Hurley P, López-Santiago CA, Naganhatla N, Oteros-Rozas E, Raymond CM, van der Horst D, Huntsinger L (2015) The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 28-33.
- PNUMA (1991) Estado de la desertificación y aplicación del Plan de Acción de las Naciones Unidas para combatir la desertificación. Informe del Director Ejecutivo. Nairobi, UNEP, GCSS, III-3, p 94.
- Podestá MM, Raffino RA, Paunero RS, Rolandi DS (2005) El arte rupestre de Argentina indígena: Patagonia. Grupo Abierto Comunicaciones. Argentina, p 18.
- Poirazidis K, Schindler S, Kati V, Martinis A, Kalivas D, Kasimiadis D, Wrbka T, Papageorgiou AC (2011) Conservation of biodiversity in managed forests: Developing an adaptive decision support system. En: Li C, Laforzezza R, Chen J (eds.), *Landscape ecology and forest management: Challenges and solutions in a changing globe*. Springer. New York, US, p 380-399.
- Postel SL, Daily GC, Ehrlich PR (1996) Human appropriation of renewable freshwater. *Science* 271(5250): 785-788.
- Posthumus H, Rouquette JR, Morris J, Gowing DJG, Hess TM (2010) A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics* 69(7): 1510-1523.
- Povedano y Bishemier (2016) Aves terrestres de la Patagonia: Tierra del Fuego e Islas del Atlántico Sur. María Victoria Bisheimer. Buenos Aires, Argentina, p 568.
- Povilitis A (1983) The huemul in Chile: national symbol in jeopardy? *Oryx* 17(1): 34-40.
- Povilitis A (1998) Characteristics and conservation of a fragmented population of huemul (*Hippocamelus bisulcus*) in central Chile. *Biological Conservation* 86(1): 97-104.
- Prescott CE (2002) The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiol* 22(15-16): 1193-1200.
- Pulliam (2000) On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3: 349-361.
- Pyron RA, Burbrink FT, Wiens JJ (2013) A phylogeny and revised classification of Squamata, including 4161 species of lizards and snakes. *BMC Evolutionary Biology* 13(1): 93-146.
- Quevedo P, Von Hardenberg A, Pastore H, Álvarez J and Corti P (2017) Predicting the potential distribution of the endangered huemul deer *Hippocamelus bisulcus* in North Patagonia. *Oryx* 51(2): 315-323.
- Quintas-Soriano C, Martín-López B, Santos-Martín F, Loureiro M, Montes C, Benayas J, García-Llorente M (2016a) Ecosystem services values in Spain: A meta-analysis. *Environmental Science and Policy* 55(1): 186-195.
- Quintas-Soriano C, García-Llorente M, Castro H, Castro AJ (2016b) Land use-land cover impacts on ecosystem services and their implications on human well-being in arid Spain. *Land Use Policy* 54: 534-548.

- Rabassa J, Coronato A, Bujalesky G, Salemme M, Roig C, Meglioli A, Heusser C, Gordillo S, Roig F, Borromei A, Quattrocchio M (2000) Quaternary of Tierra del Fuego, Southernmost South America: An updated review. *Quaternary International* 68(71): 217-240.
- Raimilla V, Hauenstein E, Norambuena VH, Jaramillo A, Cañete R (2012) Nuevos antecedentes sobre el estatus y hábitat del Balarín Chico Argentino (*Anthus hellmayri*) en el centrosur de Chile. *Ornitología Neotropical* 23(2): 151-158.
- Ramírez C, San Martín C, Oyarzún A, Figueroa H (1997) Morpho-ecological study on the South American species of the genus *Nothofagus*. *Plant Ecology* 130(2): 101-109.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(11): 5242-5247.
- Raudsepp-Hearne C y Peterson GD (2016) Scale and ecosystem services: how do observation, management, and analysis shift with scale—lessons from Québec. *Ecology and Society* 21(3): e-16.
- Reinhard JE, Geissler K, Blaum N (2019) Short-term responses of darkling beetles (Coleoptera: Tenebrionidae) to the effects of fire and grazing in savannah rangeland. *Insect Conservation and Diversity* 12(1): 39-48.
- Reyers B, Biggs R, Cumming GS, Elmqvist T, Hejnowicz AP, Polasky S (2013) Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(5): 268-273.
- Riesch R, Plath M, Bierbach D (2018) Ecology and evolution along environmental gradients. *Current Zoology* 64(2): 193-196.
- Rocchini D, Hernández-Stefanoni JL, He KS (2015) Advancing species diversity estimate by remotely sensed proxies: a conceptual review. *Ecological Informatics* 25: 22-28.
- Rodríguez JP, Brotons L, Bustamante J, Seoane J (2007) The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 13(3) 243-251.
- Rojstaczer S, Sterling SM, Moore NJ (2001) Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294(5551): 2549-2552.
- Rothkugel M (1916) Los bosques Andino Patagónicos. Ministerio de Agricultura. Dirección General de Agricultura y Defensa Agrícola. Buenos Aires, Argentina p 207.
- Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Paquette A, Messier C, Kattge J, Zavala MA (2014) Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. *Global Ecology and Biogeography* 23(3): 311-322.
- Sackman P y Flores GE (2009) Temporal and spatial patterns of tenebrionid beetle diversity in NW Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 73(12):1095-1102.
- Sala OE, Parton WJ, Joyce LA, Lauenroth WK (1988) Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69(1): 40-45.
- Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G (2002) The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which

- suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience* 52(10): 891-904.
- Schaberg PG, DeHayes DH, Hawley GJ, Nijensohn SE (2008) Anthropogenic alterations of genetic diversity within tree populations: implications for forest ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management* 256(5): 855-862.
- Schindler S, O'Neill FH, Biró M, Damm C, Gasso V, Kanka R, van der Sluis T, Krug A, Lauwaars S G, Sebesvari Z, Pusch M, Baranovsky B, Ehlert T, Neukirchen B, Martin JR, Euller K, Mauerhofer V, Webka T (2016) Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: A knowledge synthesis for six European countries. *Biodiversity and Conservation* 25(7): 1349-1382.
- Schröter M, Kraemer R, Ceașu S, Rusch GM (2017) Incorporating threat in hotspots and coldspots of biodiversity and ecosystem services. *Ambio* 46(7): 756-768.
- Shackelford N, Standish RJ, Ripple W, Starzomski BM (2018) Threats to biodiversity from cumulative human impacts in one of North America's last wildlife frontiers. *Conservation Biology* 32(3): 672-684.
- Silva LD, Costa H, De Azevedo EB, Medeiros V, Alves M, Elias RB, Silva L (2017) Modelling native and invasive woody species: a comparison of ENFA and MaxEnt applied to the Azorean forest. En: Pinto, A y Zilberman D (eds.), *Modeling, Dynamics, Optimization and Bioeconomics*. Springer, Cham, pp. 415-444.
- Smith-Flueck JM, Barri J, Ferreyra N, Nuñez A, Tomas N, Guzman J, Jimenez J (2011) Advances in ecology and conservation of *Hippocamelus* species in South America. *Animal Production Science* 51(4): 378-383.
- Soberón J y Peterson AT (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distribution areas. *Biodiversity Informatics* 2(1):1-10.
- Sola FJ, Peri PL, Huertas L, Pastur GM, Lencinas MV (2016) Above-ground arthropod community structure and influence of structural-retention management in southern Patagonian scrublands, Argentina. *Journal of Insect Conservation* 20(6): 929-944.
- Soler R, Schindler S, Lencinas MV, Peri PL, Martínez Pastur G (2016) Why biodiversity increases after variable retention harvesting: A meta-analysis for southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 369(1): 161-169.
- Soliani C, Umaña F, Mondino VA, Thomas E, Pastorino MJ, Gallo LA, Marchelli P (2017) Zonas genéticas de lenga y ñire en Argentina. Y su aplicación en la conservación y manejo de los recursos forestales. INTA (ed.), Rio Negro, Argentina, p 57.
- Souto CP, Mathiasen P, Acosta MC, Quiroga MP, Vidal-Russell R, Echeverría C, Premoli AC (2015) Identifying genetic hotspots by mapping molecular diversity of widespread trees: when commonness matters. *Journal of Heredity* 106(S1): 537-545.
- Spagarino C, Martínez Pastur G, Peri LP (2001) Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: 1. Insects. *Biodiversity and Conservation* 10(12): 2077-2092.

- Stein A, Gerstner K, Kreft H (2014) Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters* 17(7): 866-880.
- Stephens PA, Pettorelli N, Barlow J, Whittingham MJ, Cadotte MW (2015) Management by proxy? The use of indices in applied ecology. *Journal of Applied Ecology* 52(1): 1-6.
- Su S, Xiao R, Li D (2014) Impacts of transportation routes on landscape diversity: a comparison of different route types and their combined effects. *Environmental Management* 53(3): 636-647.
- Sun G y Vose J (2016) Forest management challenges for sustaining water resources in the Anthropocene. *Forests* 7(3): 68-81.
- Termansen M, Zandersen M, McClean CJ (2008) Spatial substitution patterns in forest recreation. *Regional Science and Urban Economics* 38(1): 81-97.
- Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009) Forest resilience, biodiversity, and climate change. In Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series 43: 1-67.
- Thompson ID, Okabe K, Tylianakis JM, Kumar P, Bockerhoff EG, Schellhorn NA, Parrotta JA, Nasi R (2011) Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: translating science into policy. *BioScience* 61(12): 972-981.
- Thorn JS, Nijman V, Smith D, Nekaris KAI (2009) Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (primates: *Nycticebus*). *Diversity and Distributions* 15(2):289-298.
- Tian Y, Ouyang H, Gao Q, Xu X, Song M, Xu X (2010) Responses of soil nitrogen Mineralization to temperature and moisture in alpine ecosystems on the Tibetan Plateau. *Procedia Environmental Sciences* 2: 218-224.
- Todd C, Lindenmayer DB, Stamation K, Acevedo-Cattaneo S, Smith S, Lumsden LF (2016) Assessing reserve effectiveness: Application to a threatened species in a dynamic fire prone forest landscape. *Ecological Modelling* 338: 90-100.
- Travaini A, Zapata SC, Bustamante J, Pedrana J, Zanón JI, Rodríguez A (2015) Guanaco abundance and monitoring in Southern Patagonia: distance sampling reveals substantially greater numbers than previously reported. *Zoological Studies* 54(1): 23-35.
- Tucker MA, Böhning-Gaese K, Fagan WF, Fryxell JM, Van Moorter B, Alberts SC, Ali AH, Allen AM, Attias N, Avgar T, Bartlam-Brooks H, Bayarbaatar B, Belant JL, Bertassoni A, Beyer D, Bidner L, van Beest FM, Blake S, Blaum N, Bracis C, Brown D, Nico de Bruyn PJ, Cagnacci F, Calabrese JM, Camilo-Alves C, Chamaillé-Jammes S, Chiaradia A, Davidson SC, Dennis T, DeStefano S, Diefenbach D, Douglas-Hamilton I, Fennessy J, Fichtel C, Fiedler W, Fischer C, Fischhoff I, Fleming CH, Ford AT, Fritz SA, Gehr B, Goheen JR, Gurarie E, Hebblewhite M, Heurich M, Hewison AJM, Hof C, Hurme E, Isbell LA, Janssen R, Jeltsch F, Kaczensky P, Kane A, Kappeler PM, Kauffman M, Kays R, Kimuyu D, Koch F, Kranstauber B, LaPoint S, Leimgruber P, Linnell JDC, López-López P, Markham AC, Mattisson J, Medici EP, Mellone U, Merrill E, Mourão GM, Morato RG, Morellet N, Morrison TA, Díaz-Muñoz SL, Mysterud A, Nandintsetseg D, Nathan R, Niamir A, Odden J, O'Hara RB, Oliveira-

- Santos LGR, Olson KA, Patterson BD, Cunha de Paula R, Pedrotti L, Reineking B, Rimmler M, Rogers TL, Rolandsen CM, Rosenberry CS, Rubenstein DI, Safi K, Saïd S, Sapir N, Sawyer H, Schmidt NM, Selva N, Sergiel A, Shiilegdamba E, Silva JP, Singh N, Solberg EJ, Spiegel O, Strand O, Sundaresan S, Ullmann W, Voigt U, Wall J, Wattles D, Wikelski M, Wilmers CC, Wilson JW, Wittemyer G, Zięba F, Zwijacz-Kozica T, Muelle T (2018) Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science* 359(6374): 466-469.
- Turkelboom F, Leone M, Jacobs S, Kelemen E, García-Llorente M, Baró F, Termansen M, Barton DN, Berry P, Stange E, Thoonen M, Kalóczkai Á, Vadineanu A, Castro AJ, Czúcz B, Rockmann C, Wurbs D, Odee D, Preda E, Gómez-Baggethun E, Rush GM, Martínez Pastur G, Palono I, Fick J, Casaer J, van Dijk J, Priess JA, Langemeyer J, Mustajoki J, Kopperoinen L, Baptist MJ, Peri PL, Mukhopadhyay R, Aszalós R, Roy SB, Luque S, Rush V (2018) When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. *Ecosystem Services* 29: 566-578.
- Tyler S (2004) Pipits and wagtails (Motacillidae). En: del Hoyo J, Elliott A, Christie DA (eds.), *Handbook of the birds of the world. Volume 9: Cotingas to pipits and wagtails*. Lynx Edicions, pp. 686–786.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2001) GLOBIO Global Methodology for Mapping Human Impacts on the Biosphere. Nairobi (Kenya): United Nations Environment Programme. Environment Information and Assessment Technical Report UNEP/DEWA/TR.01-3.
- Vallan D (2000) Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96(1): 31-43.
- van der Marel RC, Holroyd PC, Duinker PN (2020) Managing human footprint to achieve large-landscape conservation outcomes: Establishing density limits on motorized route-user networks in Alberta's Eastern Slopes. *Global Ecology and Conservation* 22: e-00901, p 12.
- van Horne B (1983) Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47(4): 893-901.
- van Rensen CK, Nielsen SE, White B, Vinge T, Lieffers VJ (2015) Natural regeneration of forest vegetation on legacy seismic lines in boreal habitats in Alberta's oil sands region. *Biological Conservation* 184: 127-135.
- Veblen TT, Donoso C, Kitzberger T, Robertus AJ (1996) Ecology of Southern Chilean and Argentinian *Nothofagus* Forests. En: Veblen TT, Hill RS, Read J (eds.), *The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. Yale University Press, pp. 293–353.
- Veloz SD (2009) Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography* 36(12): 2290-2299.
- Venter O, Sanderson EW, Magrath A, Allan JR, Beher J, Jones KR., Levy MA (2016) Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific data* 3(1): 1-10.
- Vergara P y Schlatter R (2006) Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* forests: Short-term effect on bird abundance. *Forest Ecology and Management* 225(1-3): 213-224.

- Vidal F, Smith-Flueck JAM, Flueck WT, Arias E (2011) Patagonian huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) under captive conditions: an historical overview. *Animal Production Science* 51(4): 340-350.
- Vila AR, López R, Pastore H, Faúndez R, Serret A (2006) Current distribution and conservation of the huemul (*Hippocamelus bisulcus*) in Argentina and Chile. *Mastozoología Neotropical* 13(2): 263-269.
- Vila AR, Saucedo C, Aldridge D, Ramilo E, Corti P (2010) South andean huemul *Hippocamelus bisulcus* (Molina 1782). En: Duarte JM, González S (eds) *Neotropical cervidology: Biology and medicine of Latin American Deer*. FUNEP–IUCN, pp. 89-100.
- Wang H, Zhang M, Nan H (2018) Abiotic and biotic drivers of species diversity in understory layers of cold temperate coniferous forests in North China. *Journal of Forestry Research* 30(6): 2213-2225.
- Wang Y, Zhang X, Huang C (2009) Spatial variability of soil total nitrogen and soil total phosphorus under different land uses in a small watershed on the Loess Plateau, China. *Geoderma* 150(1-2): 141-149.
- Watson JE, Shanahan DF, Di Marco M, Allan J, Laurance WF, Sanderson EW, Mackey EW, Venter O (2016) Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology* 26(21): 2929-2934.
- Weeks DM y Espinoza RE (2013) Lizards on ice: Comparative thermal tolerances of the world's southernmost gecko. *Journal of Thermal Biology* 38(5): 225-232.
- Wong CP, Jiang B, Kinzig AP, Lee KN, Ouyang Z (2015) Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecology Letters* 18(1): 108-118.
- Wood SA, Guerry AD, Silver JM, Lacayo M (2013) Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. *Scientific Reports* 3: e-2976, p 7.
- Woolmer G, Trombulak SC, Ray JC, Doran PJ, Anderson MG, Baldwin RF, Sanderson EW (2008) Rescaling the human footprint: a tool for conservation planning at an ecoregional scale. *Landscape and Urban Planning* 87(1): 42-53.
- World Resources Institute (WRI) (2003) *Earth trends*. WRI, Washington DC, USA.
- Yorio P, Frere E, Gandini P, Schiavini A (2001) Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future prospects. *Bird Conservation International* 11(4): 231-245.
- Zagarola JP, Anderson CB, Veteto JR (2014) Perceiving Patagonia: an assessment of social values and perspectives regarding watershed ecosystem services and management in Southern South America. *Environmental Management* 53(4):769-782.
- Zaniewski AE, Lehmann A, Overton JM (2002) Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling* 157(2-3): 261-280.
- Zeng ZG, Bi JH, Li SR, Chen SY, Pike DA, Gao Y, Du WG (2014) Effects of habitat alteration on lizard community and food web structure in a desert steppe ecosystem. *Biological Conservation* 179: 86-92.
- Zhao M y Running SW (2010) Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science* 329(5994): 940-943.

- Zheng H, Shen G, Shang L, Lv X, Wang Q, McLaughlin N, He X (2016) Efficacy of conservation strategies for endangered oriental white storks (*Ciconia boyciana*) under climate change in Northeast China. *Biological Conservation* 204: 367-377.
- Zomer RJ, Trabucco A, Bossio DA, Van Straaten O, Verchot LV (2008) Climate change mitigation: A spatial analysis of global land suitability for clean development mechanism afforestation and reforestation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126(1-2): 67-80.
- Zúñiga-Reinoso Á, Jerez V, Avaria-Llautureo J, Hernández CE (2016) Consequences of the last glacial maximum on *Nyctelia confusa* (Coleoptera: Tenebrionidae) in Patagonia. *Biological Journal of the Linnean Society* 117(4): 705-715.

Anexos

Anexo 2.1 Áreas protegidas continentales de la provincia de Santa Cruz utilizadas en esta tesis (Fasioli y Díaz 2011).

Nombre	Administración	Creación	Sup (ha)	Área Ecológica	Localidad
Tucu Tucu	Provincial	2006	189300	COR	Río Chico-Lago Argentino
Bosque Petrificado, Ea. La Urbana	Provincial	2004	30086	DCP	Lago Argentino
Isla Solitaria	Provincial	2005	15	PS	Lago Argentino
Los Escarchados	Provincial	1979	293	PS	Lago Argentino
La Florida	Provincial	2004	227	COR	Lago Argentino
Laguna Azul	Provincial	2005	69	EMS	Guer Aike
Punta Gruesa	Provincial	2002	2250	EMH	Guer Aike
Pinturas Rupestres Río Chalia	Provincial	2007	12330	DCP	Lago Argentino
San Lorenzo	Provincial	1993	29414	COR	Río Chico
Bloque Errático	Provincial	2009	0,05	EMS	Guer Aike
Aves Migratorias	Provincial	2001	2690	MMN	Guer Aike
Laguna Strobel	Provincial	2003	10653	DCP	Río Chico
Lago del Desierto	Provincial	2005	54566	COR	Lago Argentino
Bahía Laura	Provincial	1977	1657	DCP	Deseado
Barco Hundido	Provincial	2002	1037	RDG	Deseado
Monte Loayza	Provincial	2004	725	RDG	Deseado
Cabo Blanco	Provincial	1977	284	RDG	Deseado
Cabo Vírgenes	Provincial	1986	1437	EMH	Guer Aike
Humedal Caleta Olivia	Provincial	2000	31	RDG	Deseado
Bahía de San Julián	Provincial	1990	3397	DCP	Magallanes
Cueva de las Manos	Provincial	1999	9066	SMO	Lago Buenos Aires
Península de Magallanes	Provincial	2003	45788	COR	Lago Argentino
Península de San Julián	Provincial	1986	11710	DCP	Magallanes
Ría Deseado	Provincial	1977	344	RDG	Deseado
Mesera Espinosa y El Cordon	Provincial	1990	246988	DCP	Deseado
Monte León	Nacional	2004	64090	MMN	Corpen Aike
Bosques Petrificados de Jaramillo	Nacional	1954	61238	DCP	Deseado
Perito Moreno	Nacional	1937	127332	COR	Río Chico
Los Glaciares	Nacional	1937	737930	COR	Lago Argentino

Anexo 3.1 Lista de las 47 especies de aves seleccionadas para los modelados. Dónde el primer valor es el índice de frecuencia relativa, puntos de ocurrencia en paréntesis y posición (1-15) por área ecológica.

ACRON	COR	PS	EMH	EMS	MMN	DCP	RDG	SMO
AGLI	0,53(24)10	0,29(13)8	-	-	-	-	-	-
AGMI	-	-	-	-	-	0,51(23)1	0,07(3)10	0,11(5)7
AGTH	-	0,37(22)5	-	-	-	0,30(18)15	-	0,13(8)3
ANCO	-	-	0,16(29)4	0,31(56)3	-	-	-	0,08(4)9
ANPA	0,41(26)14	-	0,11(7)10	-	-	-	-	-
APSP	0,81(80)4	-	-	-	-	-	-	-
ASAN	-	-	0,36(32)1	0,37(0,33)2	-	-	-	-
ASMO	-	0,23(10)13	-	-	-	0,39(17)4	-	-
ASPY	-	-	-	-	0,09(6)5	0,35(23)10	0,09(6)4	-
CIOU	0,42(11)13	0,27(7)11	0,12(3)9	-	-	-	-	-
CIPA	0,53(31)9	-	-	-	-	-	-	-
CIPL	-	0,28(11)9	-	-	0,08(3)10	-	-	-
CUCU	0,66(37)8	0,27(15)12	-	-	-	-	-	-
ELAL	0,30(6)15	-	0,10(2)12	-	0,10(2)4	-	-	-
ERPH	-	-	-	-	0,15(11)1	0,40(29)2	0,15(11)2	0,06(4)14
GEAN	-	0,34(22)7	-	-	-	0,32(21)12	-	-
GECU	-	-	0,16(31)3	0,24(46)6	0,08(16)7	-	0,08(15)6	-
GERU	-	0,22(7)15	-	-	-	0,38(12)6	-	0,13(4)5
HIRU	-	-	0,17(8)2	0,38(18)1	0,09(4)6	-	-	-
HYPE	-	0,44(32)2	-	-	-	0,32(23)14	-	0,12(9)6
LEAE	-	-	-	-	-	0,36(30)9	0,07(6)9	-
LERU	-	-	0,12(56)8	0,24(108)7	0,07(33)14	-	0,06(29)11	-
MIPA	-	-	-	-	0,11(18)2	0,40(62)3	0,08(12)7	0,08(12)12
MOBO	-	0,40(8)3	-	-	-	-	-	0,20(4)2
MUAL	0,74(23)6	-	-	-	-	-	-	-
MUMC	-	0,34(13)6	-	-	-	0,34(13)11	-	0,08(3)10
NERU	-	-	0,13(16)7	-	0,11(13)3	0,32(39)13	0,08(10)5	-
PHFR	-	-	-	-	0,07(8)13	0,37(41)7	0,13(14)3	0,10(11)8
PHGA	-	-	0,13(37)6	0,17(47)11	0,08(21)11	-	-	-
PHPA	0,70(43)7	-	-	-	-	-	-	-
PHRA	0,50(29)11	0,28(16)10	-	-	-	-	-	-
PHUN	0,46(11)12	0,46(11)1	-	-	-	-	-	-
PREL	-	-	-	-	-	0,36(17)8	0,26(12)1	0,34(16)1
PTTA	0,90(19)2	-	-	-	-	-	-	-
PYAL	0,91(40)1	-	-	-	-	-	-	-
PYCY	-	0,22(35)14	-	0,16(25)14	0,07(11)15	-	0,05(8)14	0,13(20)4
SCMA	0,87(27)3	-	-	-	-	-	-	-
SIAU	-	0,38(8)4	-	-	-	0,38(9)5	-	-
SILE	-	-	0,15(15)5	0,29(30)4	0,08(8)9	-	0,05(5)15	-
SPBA	-	-	-	0,18(44)9	-	-	-	0,06(14)13
STLO	-	-	-	0,25(90)5	0,08(29)8	-	0,05(19)13	-
TAME	-	-	-	0,17(40)10	-	-	-	0,08(18)11
TRAE	-	-	0,10(30)13	0,17(50)12	-	-	-	-
TUFA	-	-	0,11(30)11	0,17(47)13	-	-	-	0,05(15)15
UPDU	-	-	0,10(19)14	0,15(29)15	0,07(14)12	-	0,07(14)8	-
XOPY	0,80(64)5	-	-	-	-	-	-	-
ZOCA	-	-	0,10(56)15	0,20(117)8	-	-	0,05(31)12	-

Anexo 3.2 Lista de las 53 especies de plantas seleccionadas para los modelados. Dónde el primer valor es el índice de ocurrencia de cobertura, puntos en paréntesis y posición (1-15) por área ecológica.

ACRON	COR	PS	EMH	EMS	MMN	DCP	RDG	SMO
ACMA	0,54(12) 15	-	0,69(25)7	-	-	-	-	-
ACPO	-	-	-	0,94(44)11	-	-	0,38(48)15	0,56(30)14
ADVO	-	-	-	-	-	-	-	2,75(40)7
AGCA	-	-	1,88(16)5	-	-	-	-	-
AGPE	-	0,65(15)15	-	-	-	-	-	-
ANMU	-	0,81(42)6	-	-	-	-	-	-
ARMA	-	-	0,24(20)15	-	-	-	-	-
AVFL	1,62(36)3	1,43(40)4	2,67(59)1	-	-	-	-	-
AZPR	-	0,91(42)5	-	-	-	-	-	2,53(50)5
BAMA	0,66(17)12	-	-	-	-	-	-	-
BEEM	-	-	0,62(12)11	-	-	-	-	-
BEMI	0,87(37)4	1,57(50)2	0,66(25)9	1,27(63)5	-	-	0,72(29)14	-
BLPE	1,04(20)9	-	-	-	-	-	-	-
BRSE	-	0,50(23)14	0,41(16)13	-	1,25(54)6	-	-	-
CAUN	-	-	-	0,61(69)10	-	-	-	-
CAAN	0,57(16)14	0,62(23)11	0,43(16)12	7,54(88)2	1,44(30)9	-	-	-
CAAR	-	-	-	-	1,04(43)7	1,26(52)8	-	0,72(60)9
CAMA	-	-	-	-	1,70(13)13	-	-	-
CHDI	0,96(24)8	-	1,25(27)3	-	-	-	-	-
CHAU	-	-	-	-	-	3,07(50)5	2,03(52)7	-
CHAV	-	-	-	-	-	-	5,11(67)2	-
CLDA	-	-	-	0,88(75)6	0,62(30)15	-	-	-
COSU	-	-	-	0,38(75)13	-	-	-	-
EMRU	3,17(33)2	0,85(15)13	0,39(16)14	-	-	-	-	-
EPCH	-	-	-	-	-	0,57(53)13	-	-
ESRU	1,25(16)10	-	-	-	-	-	-	-
FEAR	-	-	-	-	-	-	1,46(24)13	-
FEGR	0,99(13)11	-	3,37(16)2	18,02(81)1	2,27(20)8	-	-	-
FEMA	1,00(24)6	-	-	0,70(31)14	-	-	-	-
FEPA	0,87(13)13	5,30(60)1	2,51(8)6	-	6,83(37)3	1,89(13)14	-	14,51(51)2
GAAP	-	0,83(27)7	0,45(24)10	-	-	-	-	-
GAMU	1,36(19)5	0,64(29)9	-	-	-	-	-	-
HOCO	-	-	-	-	0,59(33)14	0,33(52)15	-	-
HOPU	-	-	0,87(20)8	-	-	-	-	-
JUBA	-	-	-	-	2,52(15)10	-	-	-
LYCH	-	-	-	-	-	-	1,16(43)11	-
MIGR	-	-	-	-	-	-	-	0,56(30)15
MUTR	-	-	-	3,48(19)7	11,37(52)1	3,19(25)6	-	-
NABR	-	-	-	5,45(63)3	1,94(48)5	1,09(39)12	1,23(24)14	1,14(70)8
NAGL	-	-	-	-	1,74(22)11	10,76(72)1	4,53(33)5	2,03(20)10
NAUL	-	-	-	1,13(19)15	-	3,81(41)4	6,73(62)1	1,05(30)12
OSCH	2,30(48)1	-	1,08(29)4	-	-	-	-	-
PACHR	-	1,39(15)8	-	0,78(38)12	4,39(41)4	6,82(61)3	2,61(43)6	8,37(60)3
PACH	-	-	-	-	-	1,22(41)10	1,02(33)12	-
PAIB	-	-	-	-	0,67(37)12	1,18(55)9	-	0,59(40)13
PASO	-	-	-	-	-	1,68(39)7	3,21(48)4	13,50(70)1
PERE	-	-	-	0,90(63)8	-	-	-	-
POLA	-	-	-	-	-	-	1,40(38)9	-
POLI	-	-	-	-	-	-	-	2,33(50)6
POSP	-	0,78(19)10	-	4,23(63)4	3,98(72)2	6,02(89)2	4,50(67)3	1,35(30)11
RYVI	-	0,72(19)12	-	1,15(44)9	-	-	-	-
SEFI	-	1,40(54)3	-	-	-	1,08(45)11	1,94(33)8	3,83(90)4
VIMA	0,86(27)7	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 3.3 Índices de correlación entre las variables incluidas en el modelado de los mapas de hábitat potencial de las 119 especies para la provincia de Santa Cruz. Solo se presentaron los valores de correlación significativos (*) ($p > 0,80$). Se eliminaron las columnas y filas sin valores de correlación significativos.

Variables	RDM	ISO	ET	MAXMC	MINMF	RTA	TMTH	TMTS	TMTC	TMTF	PA	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	EVGA	IAG	ELE	PEN	ORIC	ORIS
TMA	0,92*	0,87*	0,93*	0,98*	-0,25	0,93*	0,76	0,93*	0,99*	0,81*	0,43	0,50	0,34	0,89*	0,48	0,35	0,40	0,48	0,96*	0,83*	0,32	0,29	-0,01	0,02
RDM	1,00	0,98*	0,99*	0,98*	-0,59	1,00*	0,79	0,88*	0,96*	0,52	0,61	0,67	0,52	0,92*	0,64	0,54	0,58	0,64	0,99*	0,96*	0,60	0,46	-0,01	0,04
ISO		1,00	0,95*	0,94*	-0,62	0,97*	0,75	0,81*	0,92*	0,46	0,68	0,73	0,60	0,88*	0,71	0,61	0,66	0,70	0,96*	0,97*	0,60	0,49	-0,01	0,04
ET			1,00	0,98*	-0,56	1,00*	0,77	0,90*	0,97*	0,55	0,57	0,64	0,49	0,93*	0,61	0,50	0,54	0,61	0,99*	0,94*	0,59	0,44	-0,01	0,04
MAXMC				1,00	-0,44	0,98*	0,79	0,93*	1,00*	0,67	0,54	0,61	0,45	0,93*	0,58	0,46	0,50	0,58	1,00*	0,92*	0,48	0,39	-0,01	0,04
MINMF					1,00	-0,58	-0,39	-0,29	-0,37	0,36	-0,59	-0,61	-0,55	-0,49	-0,59	-0,56	-0,57	-0,56	-0,49	-0,68	-0,85	-0,51	0,01	-0,05
RTA						1,00	0,78	0,89*	0,97*	0,54	0,60	0,66	0,51	0,93*	0,64	0,53	0,56	0,63	0,99*	0,96*	0,60	0,45	-0,01	0,04
TMTH							1,00	0,69	0,78	0,50	0,38	0,45	0,31	0,75	0,41	0,32	0,39	0,37	0,79	0,73	0,36	0,28	-0,01	0,02
TMTS								1,00	0,94*	0,71	0,44	0,52	0,34	0,93*	0,50	0,35	0,35	0,51	0,92*	0,81*	0,48	0,35	0,00	0,03
TMTC									1,00	0,72	0,49	0,57	0,41	0,92*	0,54	0,42	0,46	0,54	0,99*	0,89	0,43	0,36	-0,01	0,03
TMTF										1,00	0,05	0,10	-0,01	0,55	0,09	-0,01	0,03	0,11	0,63	0,38	-0,22	-0,03	0,00	-0,01
PA											1,00	0,99*	0,98*	0,52	0,99*	0,99*	0,98*	0,99*	0,56	0,74	0,69	0,66	-0,01	0,05
PMH												1,00	0,96*	0,61	0,99*	0,97*	0,96*	0,99*	0,63	0,79	0,73	0,67	-0,01	0,05
PMS													1,00	0,40	0,97*	0,99*	0,99*	0,96*	0,48	0,66	0,62	0,63	-0,01	0,04
EP														1,00	0,59	0,43	0,45	0,58	0,94*	0,89*	0,60	0,41	0,00	0,04
PTH															1,00	0,97*	0,96*	0,99*	0,61	0,78	0,70	0,66	-0,01	0,05
PTS																1,00	0,98*	0,97*	0,49	0,67	0,65	0,64	-0,01	0,04
PTC																	1,00	0,95*	0,53	0,71	0,60	0,62	-0,01	0,04
PTF																		1,00	0,60	0,76	0,70	0,66	-0,01	0,05
EVGA																			1,00	0,94*	0,53	0,42	-0,01	0,04
IAG																				1,00	0,68	0,54	-0,01	0,05
ELE																					1,00	0,60	-0,01	0,06
PEN																						1,00	0,00	0,01
ORIC																							1,00	-0,01
ORIS																								1,00

Anexo 3.3 Continuación.

Variables	DLO	DLA	DRP	DR	DB	ATN	IPL	NDVI	PPN	DES	BT	BMT	NPT	NAT	NBT
TMA	0,67	0,63	0,61	0,37	0,02	0,02	0,02	0,58	0,67	0,91*	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
RDM	0,77	0,68	0,50	0,51	0,08	0,05	0,07	0,71	0,71	0,86*	0,06	0,04	0,04	0,03	0,01
ISO	0,75	0,66	0,48	0,53	0,12	0,08	0,10	0,74	0,75	0,81*	0,09	0,07	0,07	0,04	0,02
ET	0,78	0,69	0,51	0,50	0,07	0,05	0,06	0,68	0,69	0,88*	0,05	0,04	0,04	0,03	0,01
MAXMC	0,74	0,67	0,56	0,46	0,05	0,04	0,05	0,66	0,70	0,90*	0,04	0,03	0,03	0,02	0,01
MINMF	-0,57	-0,41	0,03	-0,52	-0,14	-0,09	-0,11	-0,55	-0,35	-0,30	-0,09	-0,08	-0,08	-0,04	0,00
RTA	0,78	0,70	0,50	0,51	0,08	0,05	0,06	0,70	0,70	0,87	0,05	0,04	0,04	0,03	0,01
TMTH	0,59	0,50	0,32	0,35	0,04	0,04	0,04	0,62	0,63	0,67	0,04	0,02	0,02	0,03	0,01
TMTS	0,68	0,64	0,53	0,39	0,04	0,03	0,04	0,55	0,60	0,86*	0,03	0,03	0,03	0,01	0,01
TMTC	0,72	0,66	0,58	0,43	0,04	0,03	0,03	0,63	0,69	0,91*	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01
TMTF	0,30	0,35	0,60	0,04	-0,06	-0,03	-0,05	0,23	0,44	0,69	-0,04	-0,04	-0,04	-0,01	0,01
PA	0,56	0,39	0,22	0,50	0,30	0,22	0,26	0,51	0,46	0,35	0,22	0,22	0,21	0,06	0,07
PMH	0,61	0,43	0,24	0,52	0,29	0,21	0,25	0,54	0,49	0,42	0,21	0,21	0,20	0,06	0,06
PMS	0,50	0,32	0,20	0,47	0,30	0,23	0,27	0,44	0,39	0,27	0,22	0,22	0,21	0,06	0,08
EP	0,69	0,66	0,42	0,46	0,05	0,03	0,03	0,64	0,65	0,83*	0,03	0,03	0,03	0,01	0,00
PTH	0,58	0,42	0,24	0,51	0,30	0,22	0,26	0,54	0,49	0,40	0,22	0,22	0,21	0,06	0,07
PTS	0,52	0,34	0,20	0,48	0,29	0,22	0,26	0,44	0,40	0,28	0,22	0,22	0,20	0,06	0,08
PTC	0,52	0,35	0,21	0,48	0,29	0,22	0,26	0,49	0,49	0,32	0,21	0,21	0,20	0,06	0,07
PTF	0,57	0,42	0,26	0,50	0,30	0,22	0,26	0,52	0,48	0,40	0,22	0,22	0,21	0,06	0,07
EVGA	0,76	0,68	0,55	0,48	0,06	0,04	0,05	0,67	0,71	0,89*	0,04	0,03	0,04	0,02	0,01
IAG	0,77	0,64	0,41	0,55	0,17	0,12	0,14	0,77	0,74	0,76	0,12	0,10	0,10	0,06	0,02
ELE	0,63	0,45	0,09	0,54	0,14	0,09	0,11	0,45	0,30	0,36	0,09	0,10	0,10	0,01	0,01
PEN	0,43	0,29	0,11	0,39	0,27	0,19	0,23	0,40	0,32	0,26	0,19	0,21	0,20	0,01	0,06
ORIC	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	0,01	-0,01	-0,01	-0,02	0,00	-0,01	-0,01	0,00	-0,01	-0,01	0,00
ORIS	0,04	0,04	0,02	0,04	0,01	0,01	0,01	0,04	0,04	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00
DLO	1,00	0,54	0,43	0,47	0,11	0,09	0,10	0,56	0,53	0,64	0,09	0,08	0,08	0,03	0,03
DLA		1,00	0,34	0,33	0,00	-0,01	-0,01	0,43	0,46	0,60	-0,01	-0,01	-0,01	0,01	-0,01
DRP			1,00	0,20	-0,06	-0,04	-0,05	0,19	0,33	0,57	-0,04	-0,04	-0,04	-0,02	-0,01
DR				1,00	0,10	0,09	0,10	0,40	0,33	0,37	0,08	0,08	0,08	0,02	0,02
DB					1,00	0,41	0,62	0,42	0,31	-0,05	0,54	0,43	0,42	0,33	0,07
ATN						1,00	0,95*	0,39	0,32	-0,04	0,82*	0,76	0,74	0,31	0,18
IPL							1,00	0,44	0,36	-0,05	0,85*	0,77	0,75	0,38	0,17
NDVI								1,00	0,87	0,46	0,38	0,34	0,33	0,18	0,07
PPN									1,00	0,54	0,30	0,26	0,25	0,15	0,04
DES										1,00	-0,04	-0,04	-0,04	-0,01	-0,01
BT											1,00	0,86*	0,84*	0,51	0,18
BMT												1,00	0,98*	-0,01	0,21
NPT													1,00	0,00	0,00
NAT														1,00	0,00

TMA= temperatura media anual (°C), RDM= rango diurno medio anual (°C), ISO= isothermalidad (%), ET= estacionalidad de la temperatura (°C), MAXMC= temperatura máxima del mes más cálido (°C), MINMF= temperatura mínima del mes más frío (°C), RTA= rango de temperatura anual (°C), TMTH= temperatura media del trimestre más húmedo (°C), TMTS= temperatura media del trimestre más seco, TMTC= temperatura media del trimestre más cálido, TMTF= temperatura media del trimestre más frío, PA= precipitación anual, PMH= precipitación del mes más húmedo, PMS= precipitación del mes más seco, EP= estacionalidad de la precipitación, PTH= precipitación del trimestre más húmedo, PTS= precipitación del trimestre más seco, PTC= precipitación del trimestre más cálido, PTF= precipitación del trimestre más frío, EVGA= evapotranspiración global anual, IAG= índice de aridez global, ELE= elevación, PEN= pendiente, ORIC= orientación coseno, ORIS= orientación seno, DLO= distancia a localidades, DLA= distancia a lagos, DRP= distancia a ríos permanentes, DR= distancia a rutas, DB= densidad de bordes, ATN= área total del núcleo, IPL= índice del parche más grande, NDVI= índice de vegetación de diferencia normalizada, PPN= productividad primaria neta anual, DES= desertificación, BT= bosque total, BMT= bosque mixto total, NPT= Nothofagus pumilio total, NAT= Nothofagus antarctica total.

Anexo 3.4 Variables seleccionadas para los modelos de hábitat potencial para las 119 especies modeladas.

ACRON	Variables															
	TMA	MAXMC	MINMF	PA	PTF	EVGA	ELE	PEN	ORIC	DLA	DRP	DB	NDVI	PPNA	DES	BT
HIBI	X		X	X				X	X		X	X		X	X	X
AGLI	X		X	X			X						X			
AGMI	X			X			X						X			
AGTH	X		X	X			X						X			
ANCO	X			X			X						X			
ANPA	X		X	X			X						X			
APSP	X			X			X				X		X			
ASAN	X		X	X			X						X			
ASMO	X		X	X			X						X			
ASPY	X			X			X						X			
CIOU	X			X			X				X		X			
CIPA	X		X	X			X						X			
CIPL	X		X	X			X						X			
CUCU	X			X			X				X		X			
ELAL	X			X			X						X			
ERPH	X			X		X	X						X			
GEAN	X		X	X			X						X			
GECU	X		X	X			X						X			
GERU	X		X	X			X						X			
HIRU	X			X		X	X						X			
HYPE	X			X			X						X			
LEAE	X			X			X						X			
LERU	X			X			X						X			
MIPA	X			X		X	X						X			
MOBO	X			X			X						X			
MUAL	X			X			X				X		X			
MUMC	X		X	X			X						X			
NERU	X		X	X			X						X			
PHFR	X			X		X	X						X			
PHGA	X			X			X						X			
PHPA	X			X			X				X		X			
PHRA	X		X	X			X						X			
PHUN	X			X			X						X			
PREL	X		X	X			X						X			
PTTA	X			X			X				X		X			
PYAL	X			X			X				X		X			
PYCY	X			X		X	X						X			
SCMA	X			X			X				X		X			
SIAU	X			X			X						X			
SILE	X			X			X						X			
SPBA	X			X			X						X			
STLO	X			X			X						X			
TAME	X			X			X						X			
TRAE	X			X			X						X			
TUFA	X			X			X						X			
UPDU	X		X	X			X						X			
XOPY	X			X			X				X		X			
ZOCA	X			X			X						X			

Anexo 3.4 Continuación.

ACRON	Variables															
	TMA	MAXMC	MINMF	PA	PTF	EVGA	ELE	PEN	ORIC	DLA	DRP	DB	NDVI	PPNA	DES	BT
DIBI	X			X		X							X			
HODA	X			X		X							X			
LIBI	X			X		X							X			
LIES	X		X	X	X	X	X						X			
LIFI	X			X		X							X			
LILI	X		X	X	X	X	X						X			
LIKI	X		X	X	X	X	X						X			
LISA	X		X	X	X	X	X						X			
EMMU	X		X	X			X						X			
EPLA	X		X	X			X						X			
EPTR	X		X	X			X						X			
MIAR	X		X	X			X						X			
NYBR	X		X	X			X						X			
NYCO	X		X	X			X						X			
NYDA	X		X	X			X						X			
NYFI	X		X	X			X						X			
NYSA	X		X	X			X						X			
PRBI	X		X	X			X						X			
ACMA	X			X		X					X		X			
ACPO	X		X	X			X						X			
ADVO	X		X	X			X						X			
AGCA	X			X		X					X		X			
AGPE	X			X			X				X		X			
ANMU	X			X			X				X		X			
ARMA	X			X		X					X		X			
AVFL	X			X		X					X		X			
AZPR	X		X	X			X				X		X			
BAMA	X			X			X				X		X			
BEEM	X			X		X					X		X			
BEMI	X			X		X					X		X			
BLPE	X			X			X				X		X			
BRSE	X		X	X						X			X			
CAUN	X			X							X		X			
CAAN	X		X	X			X			X			X			
CAAR	X		X	X			X						X			
CAMA	X			X							X		X			
CHDI	X			X		X					X		X			
CHAU		X		X			X						X			
CHAV		X		X			X						X			
CLDA	X			X							X		X			
COSU	X			X							X		X			
EMRU	X			X		X					X		X			
EPCH	X		X	X			X						X			
ESRU	X			X			X				X		X			
FEAR	X			X			X						X			
FEGR	X		X	X			X			X			X			
FEMA	X			X			X				X		X			
FEPa	X		X	X			X			X			X			
GAAP	X			X		X					X		X			

Anexo 3.4 Continuación.

ACRON	Variables															
	TMA	MAXMC	MINMF	PA	PTF	EVGA	ELE	PEN	ORIC	DLA	DRP	DB	NDVI	PPNA	DES	BT
GAMU	X			X			X				X		X			
HOCO	X			X							X		X			
HOPU	X			X		X					X		X			
JUBA	X			X			X				X		X			
LYCH		X		X			X						X			
MIGR	X		X	X			X						X			
MUTR	X			X							X		X			
NABR	X		X	X			X						X			
NAGL	X		X	X			X						X			
NAUL	X		X	X									X			
OSCH	X			X		X					X		X			
PACHR	X		X	X			X						X			
PACH		X		X			X						X			
PAIB	X		X	X			X						X			
PASO	X		X	X			X						X			
PERE	X			X							X		X			
POLA		X		X			X						X			
POLI	X		X	X			X						X			
POSP	X			X			X						X			
RYVI	X		X	X			X			X			X			
SEFI	X		X	X			X						X			
VIMA	X			X			X				X		X			

TMA = temperatura media anual (°C), MAXMC = temperatura máxima del mes más cálido (°C), MINMF = temperatura mínima del mes más frío (°C), PA = precipitación anual, PTF = precipitación del trimestre más frío, EVGA = evapotranspiración global anual, ELE = elevación, PEN = pendiente, ORIC = orientación coseno, DLA = distancia a lagos, DRP = distancia a ríos permanentes, DB = densidad de bordes, NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada, PPNA = productividad primaria neta anual, DES = desertificación, BT = bosque total.

Anexo 3.5 Salidas para cada modelo de hábitat potencial para la provincia de Santa Cruz. Los valores propios y el porcentaje de información explicada correspondieron a los primeros cuatro ejes.

Grupos	Especies	ACRON	E1	E2	E3	E4	Total
Mamífero	<i>Hippocamelus bisulcus</i>	HIBI	1.56(0.07)	16.18(0.75)	1.29(0.06)	0.98(0.04)	(0.92)
	<i>Agriornis lividus</i>	AGLI	188.35(0.95)	5.10(0.03)	2.78(0.01)	1.50(0.01)	(1.00)
	<i>Agriornis micropterus</i>	AGMI	34.82(0.94)	1.05(0.03)	0.55(0.02)	0.45(0.01)	(1.00)
	<i>Agelaius thilius</i>	AGTH	9.14(0.58)	3.38(0.21)	1.76(0.11)	0.92(0.06)	(0.96)
	<i>Anthus correndera</i>	ANCO	5.33(0.54)	2.48(0.24)	1.35(0.13)	0.84(0.08)	(0.99)
	<i>Anairetes parulus</i>	ANPA	4.42(0.38)	3.92(0.34)	1.84(0.16)	1.04(0.10)	(0.98)
	<i>Aphrastura spinicauda</i>	APSP	19.18(0.17)	88.26(0.78)	3.51(0.03)	1.13(0.01)	(0.99)
	<i>Asthenes anthoides</i>	ASAN	30.93(0.65)	13.28(0.28)	1.94(0.04)	0.90(0.02)	(0.99)
	<i>Asthenes modesta</i>	ASMO	30.81(0.86)	2.48(0.07)	1.35(0.04)	0.72(0.02)	(0.99)
	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	ASPY	18.74(0.87)	1.34(0.06)	0.81(0.04)	0.62(0.03)	(1.00)
	<i>Cinclodes oustaleti</i>	CIOU	8.97(0.11)	66.81(0.85)	1.81(0.02)	0.84(0.01)	(0.99)
	<i>Cinclodes patagonicus</i>	CIPA	2.30(0.26)	3.85(0.43)	1.56(0.17)	0.88(0.10)	(0.96)
	<i>Cistothorus platensis</i>	CIPL	28.69(0.78)	4.45(0.12)	2.49(0.07)	0.65(0.02)	(0.99)
	<i>Curaeus curaeus</i>	CUCU	39.82(0.25)	116.90(0.72)	3.81(0.02)	1.12(0.01)	(1.00)
	<i>Elaenia albiceps chilensis</i>	ELAL	14.47(0.88)	1.15(0.07)	0.57(0.04)	0.26(0.01)	(1.00)
	<i>Eremobius phoenicurus</i>	ERPH	83.08(0.91)	6.03(0.07)	1.64(0.01)	0.47(0.01)	(1.00)
	<i>Geositta antarctica</i>	GEAN	10.59(0.60)	5.04(0.28)	1.42(0.08)	0.49(0.03)	(0.99)
	<i>Geositta cunicularia</i>	GECU	28.36(0.87)	1.67(0.05)	1.29(0.04)	0.76(0.02)	(0.98)
	<i>Geositta rufipennis</i>	GERU	93.46(0.94)	4.20(0.04)	1.57(0.02)	0.44(0.00)	(1.00)
	<i>Hirundo rustica</i>	HIRU	45.83(0.77)	8.96(0.15)	2.92(0.05)	1.57(0.03)	(1.00)
	<i>Hymenops perspicillatus</i>	HYPE	78.70(0.94)	3.11(0.04)	1.00(0.01)	0.53(0.01)	(1.00)
	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	LEAE	15.81(0.81)	2.05(0.11)	0.88(0.05)	0.81(0.03)	(1.00)
	<i>Lessonia rufa</i>	LERU	6.25(0.60)	2.23(0.21)	1.22(0.12)	0.72(0.07)	(1.00)
	<i>Mimus patagonicus</i>	MIPA	33.06(0.89)	2.32(0.06)	0.86(0.02)	0.74(0.02)	(0.99)
Aves	<i>Molothrus bonariensis</i>	MOBO	56.64(0.95)	1.92(0.03)	0.62(0.01)	0.38(0.01)	(1.00)
	<i>Muscisaxicola albilora</i>	MUAL	193.50(0.95)	6.74(0.03)	1.59(0.01)	1.11(0.01)	(1.00)
	<i>Muscisaxicola maculirostris</i>	MUMC	36.17(0.82)	4.33(0.10)	2.63(0.06)	0.65(0.02)	(1.00)
	<i>Neoxolmis rufiventris</i>	NERU	39.26(0.91)	1.53(0.04)	1.24(0.03)	0.74(0.02)	(1.00)
	<i>Phrygilus fruticeti</i>	PHFR	22.14(0.88)	1.69(0.07)	0.77(0.03)	0.51(0.02)	(1.00)
	<i>Phrygilus gayi</i>	PHGA	15.72(0.82)	1.82(0.10)	0.97(0.05)	0.66(0.03)	(1.00)
	<i>Phrygilus patagonicus</i>	PHPA	39.92(0.26)	109.73(0.71)	2.69(0.02)	1.16(0.01)	(1.00)
	<i>Phytotoma rara</i>	PHRA	202.94(0.96)	3.32(0.02)	2.00(0.01)	1.41(0.01)	(1.00)
	<i>Phrygilus unicolor</i>	PHUN	50.85(0.89)	4.06(0.07)	1.66(0.03)	0.35(0.01)	(1.00)
	<i>Progne elegans</i>	PREL	90.12(0.71)	31.54(0.25)	3.52(0.03)	1.53(0.01)	(1.00)
	<i>Pterotochos tarnii</i>	PTTA	43.50(0.28)	107.95(0.69)	4.91(0.02)	0.94(0.01)	(1.00)
	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	PYAL	27.97(0.11)	218.55(0.87)	4.16(0.02)	0.93(0.00)	(1.00)
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	PYCY	22.41(0.87)	1.75(0.07)	1.14(0.04)	0.61(0.02)	(1.00)
	<i>Scytalopus magellanicus</i>	SCMA	38.23(0.24)	114.47(0.73)	3.46(0.02)	1.33(0.01)	(1.00)
	<i>Sicalis auriventris</i>	SIAU	29.85(0.79)	5.06(0.13)	2.73(0.07)	0.21(0.01)	(1.00)
	<i>Sicalis lebruni</i>	SILE	14.70(0.78)	2.49(0.13)	0.99(0.05)	0.71(0.04)	(1.00)
	<i>Spinus barbatus</i>	SPBA	13.07(0.77)	2.51(0.15)	0.88(0.05)	0.55(0.03)	(1.00)
	<i>Sturnella loyca</i>	STLO	12.09(0.74)	2.48(0.15)	1.03(0.06)	0.68(0.04)	(0.99)
	<i>Tachycineta meyeri</i>	TAME	14.08(0.77)	2.58(0.14)	1.10(0.06)	0.45(0.03)	(1.00)
	<i>Troglodytes aedon</i>	TRAE	10.64(0.72)	2.64(0.18)	1.07(0.07)	0.49(0.03)	(1.00)
	<i>Turdus falcklandii</i>	TUFA	9.70(0.67)	3.12(0.21)	1.25(0.09)	0.49(0.03)	(1.00)
	<i>Upucerthia dumetaria</i>	UPDU	19.36(0.82)	1.69(0.07)	1.35(0.06)	0.64(0.03)	(0.98)
	<i>Xolmis pyrope</i>	XOPY	64.11(0.38)	100.65(0.59)	4.19(0.02)	1.02(0.01)	(1.00)
	<i>Zonotrichia capensis</i>	ZOCA	13.60(0.809)	1.76(0.10)	0.91(0.05)	0.64(0.04)	(0.99)
Reptiles	<i>Diplolaemus bibronii</i>	DIBI	179.69(0.90)	16.24(0.08)	2.78(0.01)	1.63(0.01)	(1.00)
	<i>Homontia darwinii darwinii</i>	HODA	127.31(0.60)	60.15(0.29)	19.80(0.09)	4.03(0.02)	(1.00)
	<i>Liolaemus bibronii</i>	LIBI	172.97(0.84)	27.61(0.13)	2.98(0.01)	2.47(0.01)	(0.99)
	<i>Liolaemus escarchadosi</i>	LIES	451.27(0.81)	78.92(0.14)	23.97(0.04)	2.65(0.01)	(1.00)
	<i>Liolaemus fitzingerii</i>	LIFI	242.40(0.80)	35.10(0.12)	22.46(0.07)	2.94(0.01)	(1.00)
	<i>Liolaemus lionecomaculatus</i>	LILI	476.33(0.94)	19.57(0.04)	6.52(0.01)	1.56(0.00)	(0.99)
	<i>Liolaemus kingii</i>	LIKI	190.53(0.85)	18.90(0.08)	9.78(0.04)	2.74(0.01)	(0.98)
	<i>Liolaemus sarmientoi</i>	LISA	592.20(0.87)	56.53(0.08)	22.67(0.03)	5.28(0.01)	(0.99)

Anexo 3.5 Continuación.

Grupos	Especies	ACRON	E1	E2	E3	E4	Total
Insectos	<i>Emmalleria multipunctata</i>	EMMU	74.74(0.81)	9.76(0.11)	5.51(0.06)	1.70(0.02)	(1.00)
	<i>Epipedonota lata</i>	EPLA	119.36(0.97)	1.85(0.02)	0.99(0.01)	0.73(0.00)	(1.00)
	<i>Epipedonota tricolorata</i>	EPTR	125.50(0.85)	17.84(0.12)	2.79(0.02)	1.28(0.01)	(1.00)
	<i>Mitragenus aranei</i>	MIAR	230.82(0.88)	22.45(0.09)	7.35(0.02)	1.95(0.01)	(1.00)
	<i>Nyctelia bremsi</i>	NYBR	124.00(0.55)	77.20(0.34)	19.45(0.09)	3.19(0.01)	(0.99)
	<i>Nyctelia corrugata</i>	NYCO	227.24(0.65)	101.62(0.29)	15.66(0.05)	2.26(0.01)	(1.00)
	<i>Nyctelia darwini</i>	NYDA	136.81(0.63)	77.11(0.35)	2.31(0.01)	1.05(0.01)	(1.00)
	<i>Nyctelia fitzroyi</i>	NYFI	645.32(0.70)	258.51(0.28)	11.45(0.01)	4.63(0.01)	(1.00)
	<i>Nyctelia sallei</i>	NYSI	172.22(0.62)	99.17(0.36)	3.24(0.01)	2.66(0.01)	(1.00)
Plantas	<i>Praocis bicarinata</i>	PRBI	131.95(0.84)	19.05(0.12)	5.32(0.03)	0.59(0.00)	(0.99)
	<i>Acaena magellanica</i>	ACMA	367.14(0.67)	174.09(0.32)	8.80(0.01)	1.77(0.00)	(1.00)
	<i>Acaena poeppigiana</i>	ACPO	39.73(0.86)	4.39(0.10)	0.99(0.02)	0.53(0.01)	(0.99)
	<i>Adesmia volckmannii</i>	ADVO	132.10(0.80)	26.39(0.16)	3.79(0.02)	1.65(0.01)	(0.99)
	<i>Agrostis capillaris</i>	AGCA	817.90(0.75)	250.35(0.23)	11.88(0.01)	6.13(0.01)	(1.00)
	<i>Agrostis perennans</i>	AGPE	50.86(0.42)	63.73(0.53)	4.06(0.03)	0.79(0.01)	(0.99)
	<i>Anemone multifida</i>	ANMU	170.19(0.54)	136.21(0.44)	4.51(0.01)	1.99(0.01)	(1.00)
	<i>Armeria maritima</i>	ARMA	181.32(0.88)	20.80(0.10)	2.42(0.01)	1.70(0.01)	(1.00)
	<i>Avenella flexuosa</i>	AVFL	376.28(0.65)	187.52(0.33)	8.80(0.02)	2.22(0.00)	(1.00)
	<i>Azorella prolifera</i>	AZPR	101.76(0.68)	43.83(0.29)	1.93(0.01)	1.71(0.01)	(0.99)
	<i>Baccharis magellanica</i>	BAMA	16.23(0.13)	96.34(0.79)	7.96(0.06)	1.51(0.01)	(0.99)
	<i>Berberis empetrifolia</i>	BEEM	655.38(0.76)	195.32(0.23)	6.43(0.01)	1.01(0.00)	(1.00)
	<i>Berberis microphylla</i>	BEMI	167.51(0.92)	9.31(0.05)	3.87(0.02)	1.62(0.01)	(1.00)
	<i>Blechnum penna-marina</i>	BLPE	202.91(0.60)	125.95(0.37)	9.71(0.02)	1.98(0.01)	(1.00)
	<i>Bromus setifolius</i>	BRSE	23.13(0.74)	3.54(0.11)	2.26(0.07)	1.05(0.03)	(0.95)
	<i>Calceolaria uniflora</i>	CAUN	19.16(0.44)	21.05(0.48)	2.41(0.06)	0.86(0.02)	(1.00)
	<i>Carex andina</i>	CAAN	80.45(0.84)	9.53(0.10)	3.00(0.03)	1.52(0.02)	(0.99)
	<i>Carex argentina</i>	CAAR	65.15(0.87)	7.35(0.10)	1.07(0.01)	0.47(0.01)	(0.99)
	<i>Carex macloviana</i>	CAMA	13.26(0.16)	64.91(0.80)	2.28(0.03)	1.02(0.01)	(1.00)
	<i>Chilodactylum diffusum</i>	CHDI	164.78(0.43)	210.76(0.55)	7.17(0.02)	1.03(0.00)	(1.00)
	<i>Chusquea aurea</i>	CHAU	42.3(0.30)	92.55(0.66)	2.98(0.02)	2.25(0.02)	(1.00)
	<i>Chusquea avellanae</i>	CHAV	45.04(0.20)	176.50(0.78)	3.22(0.01)	2.37(0.01)	(1.00)
	<i>Clinopodium darwinii</i>	CLDA	19.05(0.45)	19.64(0.47)	1.97(0.05)	1.27(0.03)	(1.00)
	<i>Colobanthus subulatus</i>	COSU	13.87(0.75)	2.80(0.15)	1.01(0.06)	0.77(0.04)	(1.00)
	<i>Empetrum rubrum</i>	EMRU	442.73(0.67)	204.03(0.31)	8.64(0.01)	1.35(0.00)	(0.99)
	<i>Ephedra chilensis</i>	EPCH	88.87(0.95)	2.04(0.02)	1.43(0.02)	0.50(0.01)	(1.00)
	<i>Escallonia rubra</i>	ESRU	419.94(0.70)	173.28(0.29)	5.82(0.01)	2.37(0.00)	(1.00)
	<i>Festuca argentina</i>	FEAR	144.56(0.91)	11.55(0.07)	1.51(0.01)	0.45(0.00)	(0.99)
	<i>Festuca gracillima</i>	FEGR	50.45(0.74)	12.90(0.19)	2.71(0.04)	1.25(0.01)	(0.98)
	<i>Festuca magellanica</i>	FEMA	13.26(0.39)	14.62(0.43)	4.42(0.13)	1.43(0.04)	(0.99)
	<i>Festuca pallescens</i>	FEPA	88.61(0.92)	4.47(0.05)	1.37(0.01)	0.88(0.01)	(0.99)
	<i>Galium aparine</i>	GAAP	448.05(0.72)	166.46(0.27)	8.73(0.01)	1.49(0.00)	(1.00)
	<i>Gaultheria mucronata</i>	GAMU	134.73(0.61)	79.67(0.36)	3.67(0.02)	1.34(0.01)	(1.00)
	<i>Hordeum comosum</i>	HOCO	7.59(0.74)	1.36(0.13)	0.84(0.08)	0.49(0.05)	(1.00)
	<i>Hordeum pubiflorum</i>	HOPU	213.42(0.93)	7.47(0.03)	3.68(0.02)	2.75(0.01)	(0.99)
	<i>Juncus balticus</i>	JUBA	37.86(0.80)	4.61(0.10)	2.06(0.05)	0.77(0.02)	(0.97)
	<i>Lycium chilense</i>	LYCH	53.84(0.73)	11.63(0.16)	7.78(0.11)	0.31(0.00)	(1.00)
	<i>Microsteris gracilis</i>	MIGR	58.96(0.89)	5.18(0.08)	1.08(0.02)	0.83(0.01)	(1.00)
	<i>Mulguraea tridens</i>	MUTR	55.68(0.78)	12.56(0.18)	2.56(0.03)	1.02(0.01)	(1.00)
	<i>Nardophyllum bryoides</i>	NABR	60.12(0.89)	5.40(0.08)	0.93(0.01)	0.65(0.01)	(0.99)
	<i>Nassauvia glomerulosa</i>	NAGL	94.87(0.93)	3.38(0.03)	2.31(0.02)	1.07(0.01)	(0.99)
	<i>Nassauvia ulicina</i>	NAUL	88.22(0.95)	2.43(0.03)	1.52(0.01)	1.11(0.01)	(1.00)
	<i>Osmorhiza chilensis</i>	OSCH	342.00(0.57)	249.13(0.41)	8.97(0.02)	1.70(0.00)	(1.00)
	<i>Pappostipa chrysophylla</i>	PACHR	76.37(0.91)	4.02(0.05)	1.97(0.02)	1.03(0.01)	(0.99)
	<i>Pappostipa chubutensis</i>	PACH	35.90(0.38)	53.25(0.57)	2.92(0.03)	1.43(0.02)	(1.00)
	<i>Pappostipa ibarii</i>	PAIB	97.69(0.90)	6.92(0.06)	3.02(0.03)	1.08(0.01)	(1.00)
	<i>Pappostipa sorianoii</i>	PASO	122.34(0.82)	20.28(0.14)	3.61(0.02)	1.49(0.01)	(0.99)
	<i>Perezia recurvata</i>	PERE	11.68(0.69)	2.56(0.15)	1.53(0.09)	1.10(0.07)	(1.00)
	<i>Poa lanuginosa</i>	POLA	32.29(0.89)	2.63(0.07)	1.22(0.03)	0.36(0.01)	(1.00)
	<i>Poa ligularis</i>	POLI	168.24(0.94)	7.89(0.04)	1.33(0.01)	1.07(0.01)	(1.00)
	<i>Poa spiciformis</i>	POSP	14.25(0.72)	3.57(0.18)	1.37(0.07)	0.57(0.03)	(1.00)
	<i>Rytidosperma virescens</i>	RYVI	63.77(0.90)	3.12(0.04)	1.52(0.02)	1.01(0.01)	(0.97)
	<i>Senecio filaginoides</i>	SEFI	80.81(0.95)	2.20(0.03)	1.32(0.01)	0.56(0.01)	(1.00)
	<i>Viola magellanica</i>	VIMA	42.31(0.28)	100.94(0.66)	7.01(0.05)	2.70(0.01)	(1.00)

Anexo 3.6 Valores de validación cruzada para cada modelo de hábitat potencial para la provincia de Santa Cruz.

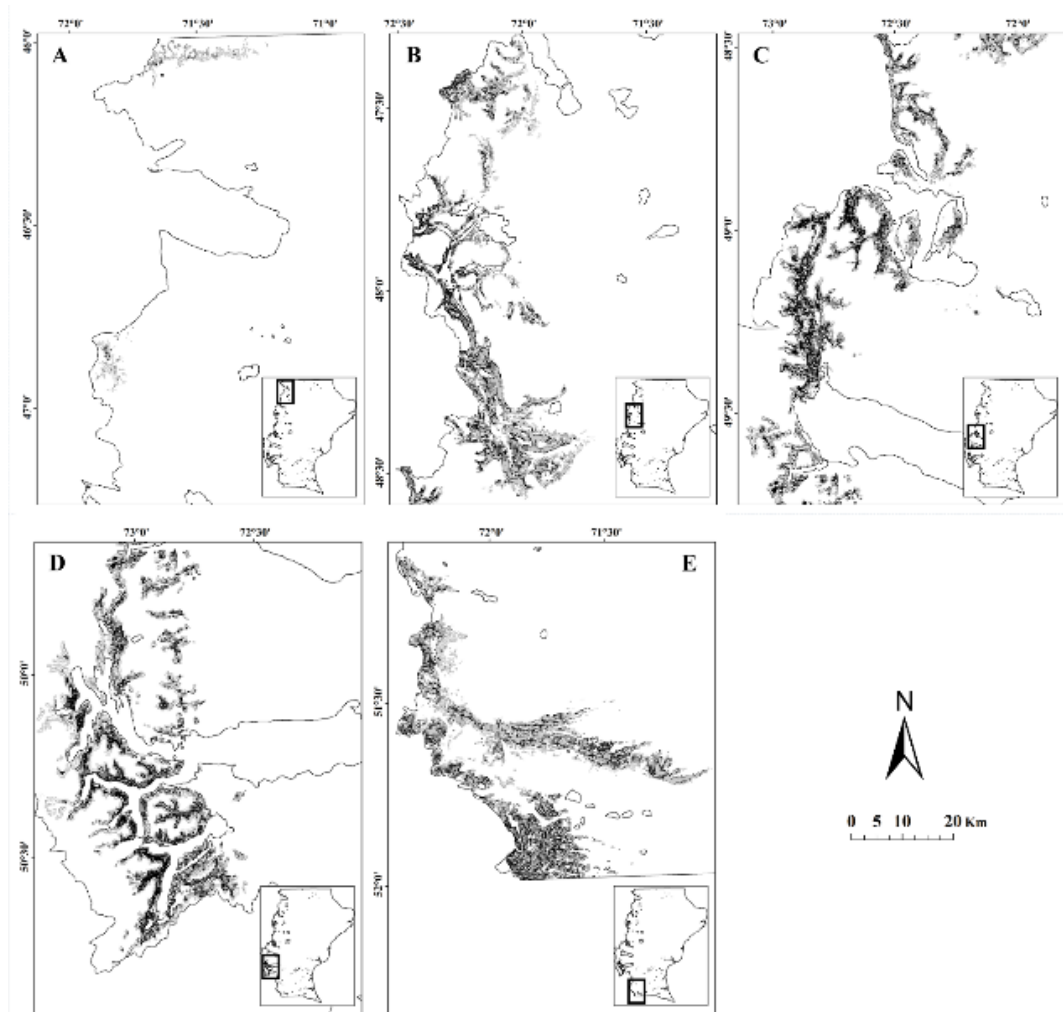
Grupos	Especies	ACRON	B	P(B=0)	Bcont(20)	AVI	CVI
Mamífero	<i>Hippocamelus bisulcus</i>	HIBI	0.92(0.10)	0.08(0.10)	0.73(0.26)	0.50(0.11)	0.49(0.11)
	<i>Agriornis lividus</i>	AGLI	0.34(0.58)	0.39(0.23)	0.10(0.51)	0.48(0.31)	0.44(0.30)
	<i>Agriornis micropterus</i>	AGMI	0.34(0.64)	0.39(0.35)	-0.16(0.50)	0.52(0.30)	0.14(0.28)
	<i>Agelaius thilius</i>	AGTH	0.52(0.62)	0.32(0.41)	0.34(0.38)	0.50(0.199)	0.45(0.18)
	<i>Anthus correndera</i>	ANCO	0.88(0.10)	0.12(0.10)	0.779(0.14)	0.48(0.25)	0.40(0.22)
	<i>Anairetes parulus</i>	ANPA	0.41(0.64)	0.33(0.30)	0.29(0.60)	0.44(0.29)	0.32(0.29)
	<i>Aphrastura spinicauda</i>	APSP	0.92(0.19)	0.08(0.19)	0.69(0.29)	0.54(0.16)	0.53(0.16)
	<i>Asthenes anthoides</i>	ASAN	0.80(0.389)	0.16(0.26)	0.64(0.31)	0.52(0.21)	0.50(0.21)
	<i>Asthenes modesta</i>	ASMO	0.31(0.48)	0.51(0.27)	0.08(.37)	0.55(0.24)	0.26(0.23)
	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	ASPY	0.24(0.31)	0.64(0.12)	-0.14(0.42)	0.49(0.23)	0.10(0.22)
	<i>Cinclodes oustaleti</i>	CIOU	0.22(0.60)	0.43(0.23)	0.08(0.54)	0.50(0.42)	0.40(0.42)
	<i>Cinclodes patagonicus</i>	CIPA	0.11(0.53)	0.55(0.26)	0.02(0.54)	0.38(0.26)	0.33(0.26)
	<i>Cistothorus platensis</i>	CIPL	0.21(0.77)	0.30(0.31)	0.16(0.70)	0.50(0.46)	0.39(0.43)
	<i>Curaeus curaeus</i>	CUCU	0.42(0.63)	0.31(0.26)	0.16(0.49)	0.50(0.30)	0.48(0.29)
	<i>Elaenia albiceps chilensis</i>	ELAL	0.22(0.60)	0.45(0.28)	-0.12(0.54)	0.60(0.39)	0.12(0.38)
	<i>Eremobius phoenicurus</i>	ERPH	0.22(0.65)	0.39(0.25)	-0.12(0.61)	0.54(0.35)	0.22(0.32)
	<i>Geositta antarctica</i>	GEAN	0.30(0.38)	0.58(0.22)	0.22(0.40)	0.52(0.21)	0.29(0.20)
	<i>Geositta cunicularia</i>	GECU	0.28(0.62)	0.40(0.27)	-0.18(0.37)	0.40(0.16)	0.12(0.19)
	<i>Geositta rufipennis</i>	GERU	0.14(0.51)	0.59(0.30)	-0.08(0.50)	0.56(0.35)	0.31(0.33)
	<i>Hirundo rustica</i>	HIRU	0.32(0.53)	0.52(0.36)	0.06(0.50)	0.51(0.31)	0.23(0.31)
	<i>Hymenops perspicillatus</i>	HYPE	0.49(0.64)	0.29(0.33)	0.01(0.65)	0.48(0.25)	0.25(0.29)
	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	LEAE	0.17(0.69)	0.42(0.37)	0.14(0.61)	0.46(0.34)	0.16(0.35)
	<i>Lessonia rufa</i>	LERU	0.74(0.25)	0.26(0.25)	0.20(0.45)	0.45(0.22)	0.21(0.21)
	<i>Mimus patagonicus</i>	MIPA	0.42(0.43)	0.50(0.32)	0.01(0.59)	0.51(0.19)	0.19(0.18)
Aves	<i>Molothrus bonariensis</i>	MOBO	0.11(0.57)	0.54(0.31)	-0.14(0.46)	0.55(0.44)	0.16(0.43)
	<i>Muscisaxicola albilora</i>	MUAL	0.15(0.56)	0.51(0.27)	-0.03(0.55)	0.51(0.36)	0.50(0.35)
	<i>Muscisaxicola maculirostris</i>	MUMC	0.26(0.52)	0.53(0.32)	0.02(0.49)	0.53(0.29)	0.30(0.28)
	<i>Neoxolmis rufiventris</i>	NERU	0.32(0.51)	0.52(0.34)	-0.07(0.55)	0.48(0.27)	0.12(0.26)
	<i>Phrygilus fruticeti</i>	PHFR	0.28(0.48)	0.57(0.33)	-0.01(0.62)	0.50(0.30)	0.21(0.28)
	<i>Phrygilus gayi</i>	PHGA	0.62(0.55)	0.22(0.22)	0.39(0.48)	0.45(0.26)	0.22(0.21)
	<i>Phrygilus patagonicus</i>	PHPA	0.60(0.55)	0.25(0.26)	0.42(0.62)	0.55(0.31)	0.53(0.31)
	<i>Phytotoma rara</i>	PHRA	0.26(0.57)	0.48(0.31)	0.15(0.43)	0.45(0.25)	0.34(0.26)
	<i>Phrygilus unicolor</i>	PHUN	0.02(0.66)	0.43(0.28)	-0.08(0.44)	0.47(0.41)	0.38(0.41)
	<i>Progne elegans</i>	PREL	0.36(0.50)	0.50(0.34)	0.10(0.45)	0.49(0.27)	0.36(0.26)
	<i>Pteroptochos tarnii</i>	PTTA	0.40(0.66)	0.29(0.23)	0.18(0.48)	0.50(0.34)	0.50(0.34)
	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	PYAL	0.42(0.48)	0.46(0.32)	0.27(0.43)	0.45(0.20)	0.45(0.20)
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	PYCY	0.42(0.51)	0.42(0.29)	-0.2(0.44)	0.49(0.22)	0.16(0.20)
	<i>Scytalopus magellanicus</i>	SCMA	0.17(0.68)	0.39(0.28)	0.07(0.56)	0.55(0.42)	0.54(0.41)
	<i>Sicalis auriventris</i>	SIAU	0.20(0.68)	0.35(0.21)	0.09(0.55)	0.62(0.46)	0.57(0.45)
	<i>Sicalis lebruni</i>	SILE	0.72(0.43)	0.20(0.23)	0.19(0.57)	0.45(0.20)	0.27(0.17)
	<i>Spinus barbatus</i>	SPBA	0.54(0.39)	0.42(0.32)	-0.16(0.46)	0.50(0.17)	0.14(0.16)
	<i>Sturnella loyca</i>	STLO	0.78(0.33)	0.22(0.33)	0.34(0.55)	0.48(0.24)	0.24(0.21)
	<i>Tachycineta meyeni</i>	TAME	0.63(0.58)	0.19(0.17)	0.08(0.52)	0.47(0.24)	0.19(0.24)
	<i>Troglodytes aedon</i>	TRAE	0.69(0.65)	0.13(0.31)	0.12(0.54)	0.48(0.28)	0.21(0.24)
	<i>Turdus falcklandii</i>	TUFA	0.64(0.52)	0.24(0.28)	0.35(0.40)	0.49(0.28)	0.34(0.26)
Reptiles	<i>Upucerthia dumetaria</i>	UPDU	0.38(0.42)	0.50(0.24)	-0.03(0.45)	0.48(0.17)	0.19(0.17)
	<i>Xolmis pyrope</i>	XOPY	0.74(0.41)	0.18(0.18)	0.51(0.38)	0.53(0.18)	0.52(0.18)
	<i>Zonotrichia capensis</i>	ZOCA	0.26(0.66)	0.38(0.29)	-0.26(0.56)	0.45(0.22)	0.12(0.22)
	<i>Diplolaemus bibronii</i>	DIBI	0.19(0.54)	0.55(0.33)	0.20(0.50)	0.54(0.35)	0.35(0.33)
	<i>Homonta darwinii darwinii</i>	HODA	0.26(0.61)	0.43(0.28)	-0.01(0.40)	0.58(0.40)	0.49(0.40)
	<i>Liolaemus bibronii</i>	LIBI	0.20(0.69)	0.36(0.25)	0.03(0.59)	0.52(0.39)	0.39(0.35)
	<i>Liolaemus escarchadosi</i>	LIES	0.31(0.34)	0.60(0.23)	0.11(0.42)	0.68(0.24)	0.52(0.24)
	<i>Liolaemus fitzingerii</i>	LIFI	0.18(0.54)	0.51(0.25)	-0.02(0.53)	0.53(0.35)	0.43(0.35)
	<i>Liolaemus lionomaculatus</i>	LILI	0.20(0.60)	0.46(0.28)	0.02(0.55)	0.63(0.43)	0.41(0.41)
	<i>Liolaemus kingii</i>	LIKI	0.10(0.61)	0.49(0.30)	0.03(0.49)	0.46(0.37)	0.31(0.36)
	<i>Liolaemus sarmientoi</i>	LISA	0.37(0.62)	0.33(0.20)	-0.04(0.61)	0.63(0.42)	0.49(0.40)

Anexo 3.6 Continuación.

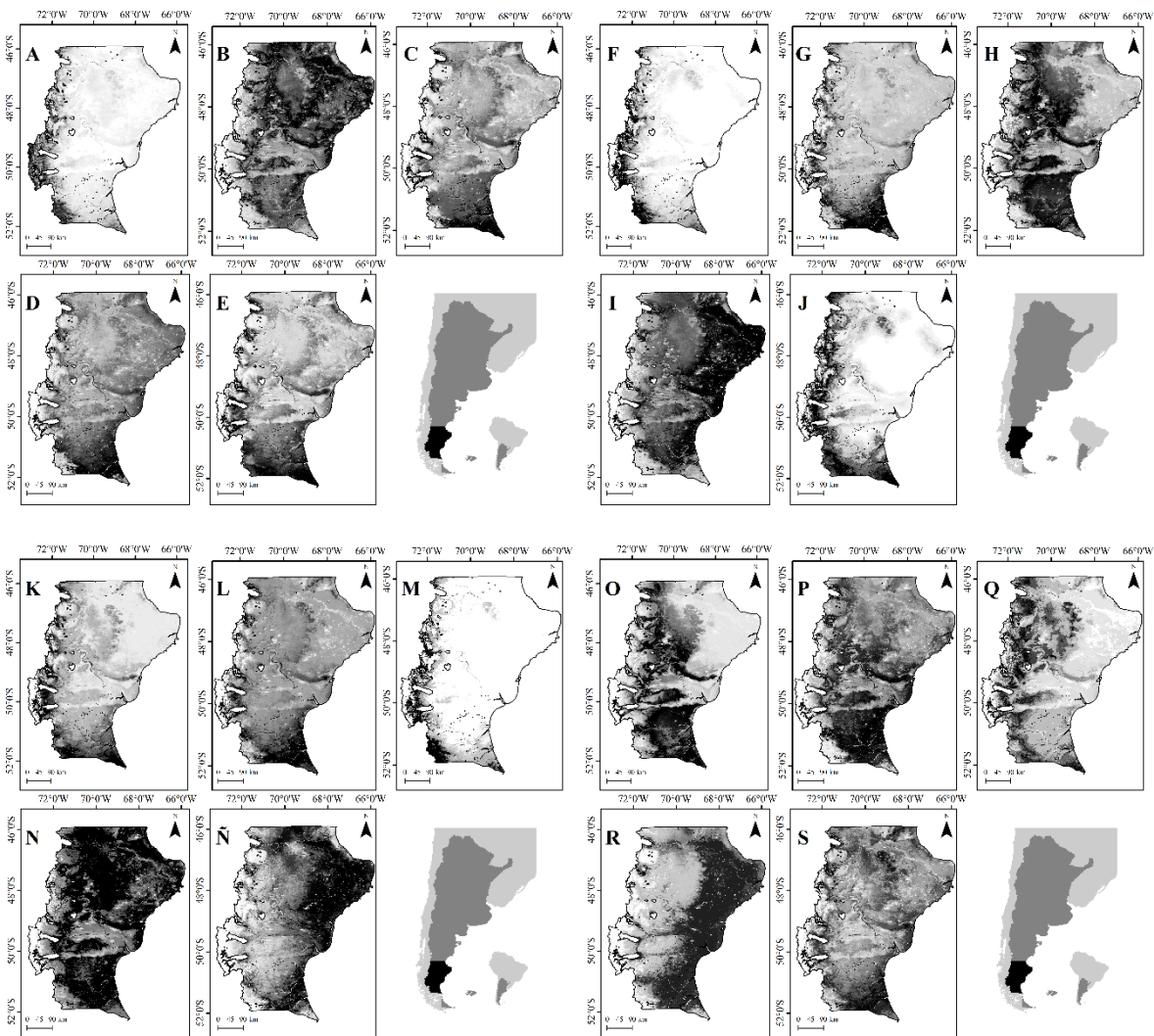
Grupos	Especies	ACRON	B	P(B=0)	Bcont(20)	AVI	CVI
Insectos	<i>Emmalleria multipunctata</i>	EMMU	0.75(0.43)	0.21(0.34)	0.41(0.40)	0.54(0.16)	0.45(0.15)
	<i>Epipedonota lata</i>	EPLA	0.29(0.62)	0.41(0.30)	0.09(0.49)	0.60(0.38)	0.32(0.36)
	<i>Epipedonota tricolorata</i>	EPTR	0.43(0.48)	0.42(0.25)	0.27(0.39)	0.53(0.31)	0.44(0.31)
	<i>Mitragenus araneus</i>	MIAR	0.37(0.59)	0.38(0.27)	-0.02(0.38)	0.62(0.40)	0.51(0.39)
	<i>Nyctelia bremsi</i>	NYBR	0.35(0.63)	0.35(0.26)	0.20(0.56)	0.50(0.35)	0.44(0.33)
	<i>Nyctelia corrugata</i>	NYCO	0.19(0.68)	0.38(0.23)	0.16(0.58)	0.67(0.47)	0.58(0.47)
	<i>Nyctelia darwini</i>	NYDA	0.52(0.50)	0.32(0.18)	0.13(0.41)	0.58(0.21)	0.33(0.20)
	<i>Nyctelia fitzroyi</i>	NYFI	0.22(0.69)	0.35(0.19)	-0.14(0.35)	0.57(0.45)	0.45(0.44)
	<i>Nyctelia sallei</i>	NYSI	0.04(0.45)	0.65(0.26)	-0.17(0.29)	0.45(0.35)	0.23(0.34)
Plantas	<i>Praocis bicarinata</i>	PRBI	0.29(0.67)	0.37(0.32)	-0.02(0.55)	0.52(0.39)	0.37(0.35)
	<i>Acaena magellanica</i>	ACMA	0.76(0.35)	0.2(0.23)	0.53(0.36)	0.51(0.24)	0.50(0.24)
	<i>Acaena poeppigiana</i>	ACPO	0.21(0.72)	0.33(0.26)	0.04(0.67)	0.49(0.35)	0.15(0.33)
	<i>Adesmia volckmannii</i>	ADVO	0.29(0.55)	0.47(0.28)	0.04(0.39)	0.48(0.31)	0.30(0.29)
	<i>Agrostis capillaris</i>	AGCA	0.46(0.46)	0.48(0.39)	0.37(0.36)	0.53(0.31)	0.52(0.30)
	<i>Agrostis perennans</i>	AGPE	0.61(0.37)	0.35(0.29)	0.40(0.30)	0.55(0.26)	0.52(0.26)
	<i>Anemone multifida</i>	ANMU	0.58(0.52)	0.27(0.23)	0.22(0.54)	0.55(0.30)	0.54(0.30)
	<i>Armeria maritima</i>	ARMA	0.84(0.24)	0.17(0.24)	0.60(0.37)	0.50(0.28)	0.47(0.28)
	<i>Avenella flexuosa</i>	AVFL	0.74(0.25)	0.26(0.25)	0.57(0.28)	0.52(0.20)	0.51(0.20)
	<i>Azorella prolifera</i>	AZPR	0.84(0.18)	0.17(0.18)	0.44(0.39)	0.55(0.19)	0.51(0.19)
	<i>Baccharis magellanica</i>	BAMA	0.74(0.38)	0.22(0.27)	0.55(0.40)	0.49(0.31)	0.48(0.31)
	<i>Berberis empetrifolia</i>	BEEM	0.74(0.38)	0.22(0.27)	0.41(0.38)	0.51(0.23)	0.50(0.23)
	<i>Berberis microphylla</i>	BEMI	0.72(0.24)	0.28(0.24)	0.55(0.35)	0.49(0.29)	0.47(0.29)
	<i>Blechnum penna-marina</i>	BLPE	0.94(0.10)	0.06(0.10)	0.64(0.34)	0.52(0.23)	0.52(0.23)
	<i>Bromus setifolius</i>	BRSE	0.23(0.67)	0.39(0.29)	-0.03(0.59)	0.35(0.25)	0.10(0.29)
	<i>Calceolaria uniflora</i>	CAUN	0.50(0.49)	0.42(0.37)	0.12(0.47)	0.44(0.27)	0.29(0.27)
	<i>Carex andina</i>	CAAN	0.53(0.46)	0.39(0.33)	0.61(0.33)	0.51(0.33)	0.49(0.32)
	<i>Carex argentiniana</i>	CAAR	0.42(0.38)	0.50(0.25)	0.05(0.57)	0.48(0.21)	0.22(0.20)
	<i>Carex macloviana</i>	CAMA	0.18(0.57)	0.49(0.27)	-0.05(0.34)	0.53(0.36)	0.51(0.36)
	<i>Chilodactylus diffusum</i>	CHDI	0.52(0.25)	0.48(0.25)	0.3(0.41)	0.48(0.14)	0.47(0.14)
	<i>Chuquiraga aurea</i>	CHAU	0.33(0.44)	0.54(0.27)	0.21(0.46)	0.51(0.33)	0.37(0.31)
	<i>Chuquiraga avellaneda</i>	CHAV	0.29(0.53)	0.47(0.24)	0.05(0.32)	0.60(0.28)	0.46(0.28)
	<i>Clinopodium darwini</i>	CLDA	0.15(0.53)	0.57(0.33)	0.12(0.47)	0.40(0.31)	0.19(0.32)
	<i>Colobanthus subulatus</i>	COSU	0.34(0.44)	0.52(0.25)	0.13(0.45)	0.47(0.35)	0.30(0.34)
	<i>Empetrum rubrum</i>	EMRU	0.39(0.51)	0.47(0.32)	0.15(0.59)	0.42(0.31)	0.41(0.31)
	<i>Ephedra chilensis</i>	EPCH	0.52(0.42)	0.40(0.28)	0.09(0.63)	0.51(0.28)	0.28(0.27)
	<i>Escallonia rubra</i>	ESRU	0.78(0.27)	0.22(0.27)	0.63(0.26)	0.52(0.20)	0.51(0.20)
	<i>Festuca argentina</i>	FEAR	0.20(0.61)	0.45(0.28)	0.12(0.48)	0.52(0.42)	0.31(0.40)
	<i>Festuca gracillima</i>	FEGR	0.90(0.19)	0.10(0.19)	0.68(0.38)	0.50(0.25)	0.48(0.24)
	<i>Festuca magellanica</i>	FEMA	0.42(0.49)	0.46(0.33)	0.55(0.37)	0.50(0.30)	0.48(0.30)
	<i>Festuca pallescens</i>	FEPA	0.47(0.77)	0.15(0.20)	0.37(0.71)	0.52(0.33)	0.45(0.30)
	<i>Galium aparine</i>	GAAP	0.65(0.39)	0.35(0.39)	0.37(0.34)	0.49(0.24)	0.48(0.24)
	<i>Gaultheria mucronata</i>	GAMU	0.90(0.11)	0.10(0.11)	0.74(0.23)	0.49(0.14)	0.49(0.14)
	<i>Hordeum comosum</i>	HOCO	0.10(0.57)	0.50(0.26)	-0.10(0.53)	0.51(0.30)	0.12(0.28)
	<i>Hordeum pubiflorum</i>	HOPU	0.52(0.56)	0.29(0.24)	0.28(0.40)	0.55(0.34)	0.53(0.34)
	<i>Juncus balticus</i>	JUBA	0.13(0.64)	0.44(0.29)	-0.04(0.50)	0.52(0.42)	0.39(0.42)
	<i>Lycium chilense</i>	LYCH	0.16(0.46)	0.60(0.26)	0.04(0.45)	0.65(0.34)	0.50(0.33)
	<i>Microsteris gracilis</i>	MIGR	0.23(0.64)	0.43(0.33)	0.20(0.52)	0.53(0.38)	0.30(0.30)
	<i>Mulguraea tridens</i>	MUTR	0.26(0.43)	0.58(0.25)	0.08(0.40)	0.48(0.23)	0.26(0.22)
	<i>Nardophyllum bryoides</i>	NABR	0.32(0.62)	0.41(0.34)	0.19(0.19)	0.53(0.31)	0.28(0.29)
	<i>Nassauvia glomerulosa</i>	NAGL	0.48(0.58)	0.36(0.36)	0.10(0.59)	0.50(0.22)	0.25(0.21)
	<i>Nassauvia ulicina</i>	NAUL	0.26(0.44)	0.62(0.33)	-0.15(0.34)	0.47(0.17)	0.21(0.16)
	<i>Osmorhiza chilensis</i>	OSCH	0.36(0.31)	0.64(0.31)	-0.07(0.34)	0.42(0.17)	0.41(0.17)
	<i>Pappostipa chrysophylla</i>	PACHR	0.23(0.37)	0.63(0.20)	-0.03(0.40)	0.49(0.21)	0.20(0.19)
	<i>Pappostipa chubutensis</i>	PACH	0.18(0.47)	0.59(0.25)	0.06(0.55)	0.57(0.29)	0.35(0.28)
	<i>Pappostipa ibarii</i>	PAIB	0.42(0.52)	0.43(0.34)	0.20(0.58)	0.53(0.32)	0.32(0.31)
	<i>Pappostipa sorianoii</i>	PASO	0.35(0.36)	0.59(0.28)	0.07(0.42)	0.54(0.28)	0.35(0.27)
	<i>Perezia recurvata</i>	PERE	0.76(0.39)	0.20(0.28)	0.47(0.42)	0.35(0.27)	0.25(0.21)
	<i>Poa lanuginosa</i>	POLA	0.19(0.66)	0.40(0.27)	-0.07(0.55)	0.53(0.34)	0.17(0.32)
	<i>Poa ligularis</i>	POLI	0.16(0.60)	0.49(0.32)	-0.14(0.47)	0.53(0.44)	0.22(0.42)
	<i>Poa spiciformis</i>	POSP	0.19(0.84)	0.19(0.11)	-0.07(0.76)	0.51(0.42)	0.15(0.39)
	<i>Rytidosperma virescens</i>	RYVI	0.25(0.40)	0.63(0.28)	0.02(0.31)	0.43(0.21)	0.24(0.21)
	<i>Senecio filaginoides</i>	SEFI	0.62(0.50)	0.26(0.27)	0.18(0.54)	0.44(0.23)	0.22(0.20)
	<i>Viola magellanica</i>	VIMA	0.84(0.25)	0.16(0.25)	0.63(0.20)	0.50(0.13)	0.50(0.13)

B = índice de Boyce, P (B = 0) = proporción de puntos de validación, Bcont (20) = índice de Boyce continuo, AVI = índice de validación absoluto y CVI = índice de validación de contraste. Los valores se presentaron como media y desviación estándar.

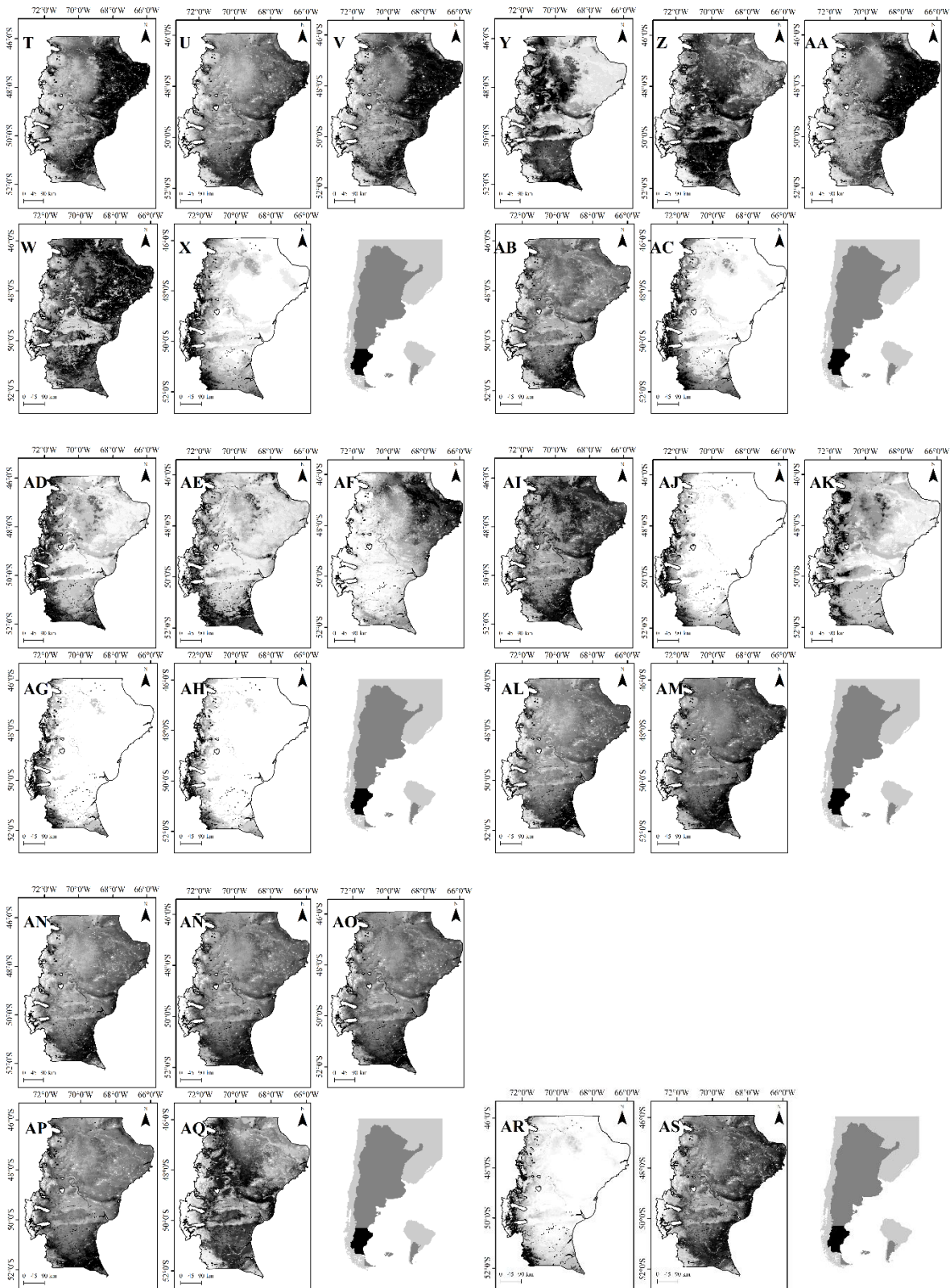
Anexo 3.7 Mapa de hábitat potencial del huemul, donde el gris claro mostró un potencial más bajo (40-50%), el gris oscuro muestra un potencial medio (50-70%) y el negro muestra áreas de mayor potencial (70-100%). El blanco mostró áreas inadecuadas (valores<40%). A = Lago Buenos Aires, B = Lago Pueyrredón, C = Lago San Martín, D = Lago Argentino, E = Río Turbio.



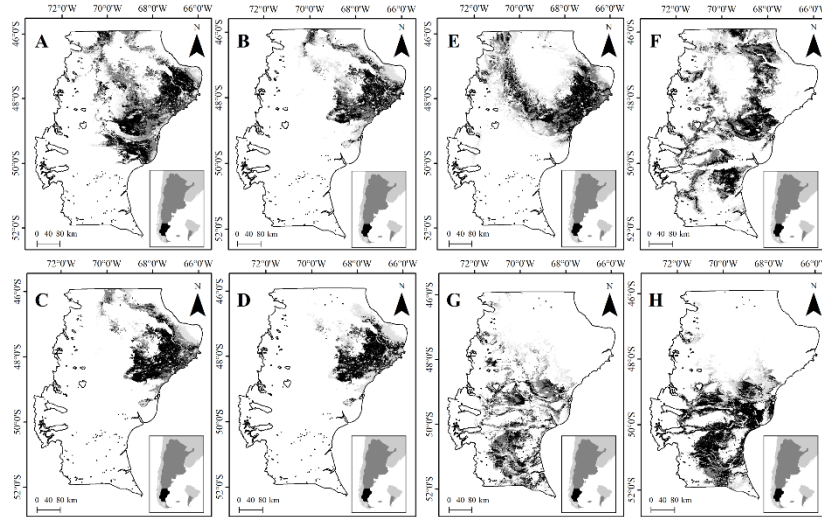
Anexo 3.8 Mapas de hábitat potencial de especies de aves en la provincia de Santa Cruz, donde el gris claro muestra el potencial más bajo y el negro muestra las áreas de potencial más alto (0–100%). A = *Agriornis lividus*, B = *A. micropterus*, C = *Agelaius thilius*, D = *Anthus correndera*, E = *Anairetes parulus*, F = *Aphrastura spinicauda*, G = *Asthenes anthoides*, H = *A. modesta*, I = *A. pyrrholeuca*, J = *Cinclodes oustaleti*, K = *C. patagonicus*, L = *Cistothorus platensis*, M = *Curaeus curaeus*, N = *Elaenia albiceps chilensis*, Ñ = *Eremobius phoenicurus*, O = *Geositta antarctica*, P = *G. cunicularia*, Q = *G. rufipennis*, R = *Hirundo rustica*, S = *Hymenops perspicillatus*, T = *Leptasthenura aegithaloides*, U = *Lessonia rufa*, V = *Mimus patagonicus*, W = *Molothrus bonariensis*, X = *Muscisaxicola albilora*, Y = *M. maculirostris*, Z = *Neoxolmis rufiventris*, AA = *Phrygilus fruticeti*, AB = *P. gayi*, AC = *P. patagonicus*, AD = *Phytotoma rara*, AE = *P. unicolor*, AF = *Progne elegans*, AG = *Pterotochos tarnii*, AH = *Pygarrhichas albogularis*, AI = *Pygochelidon cyanoleuca*, AJ = *Scytalopus magellanicus*, AK = *Sicalis auriventris*, AL = *S. lebruni*, AM = *Spinus barbatus*, AN = *Sturnella loyca*, AÑ = *Tachycineta meyenii*, AO = *Troglodytes aedon*, AP = *Turdus falcklandii*, AQ = *Upucerthia dumetaria*, AR = *Xolmis pyrope* y AS = *Zonotrichia capensis*.



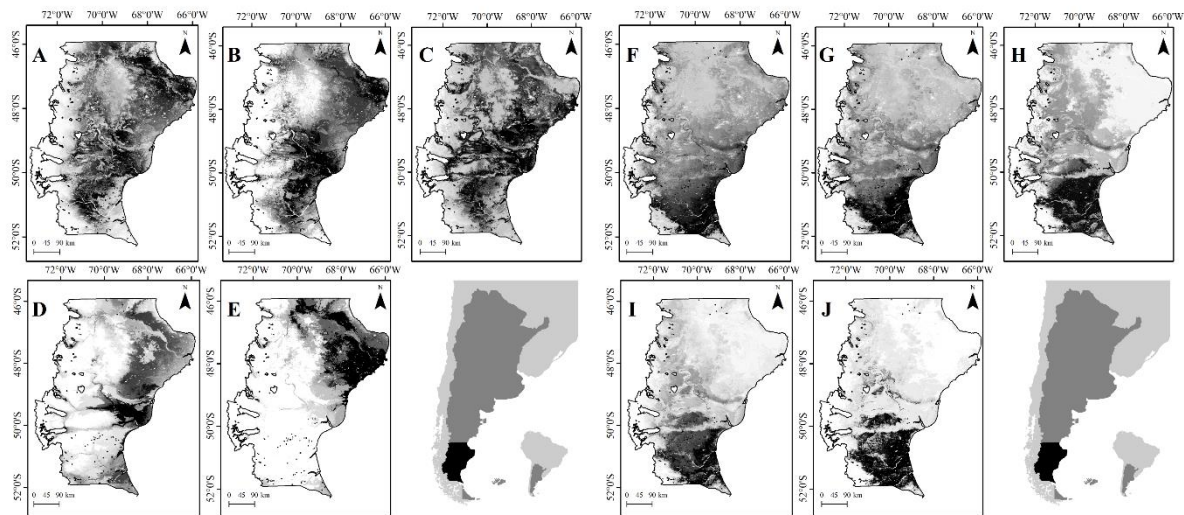
Anexo 3.8 Continuación.



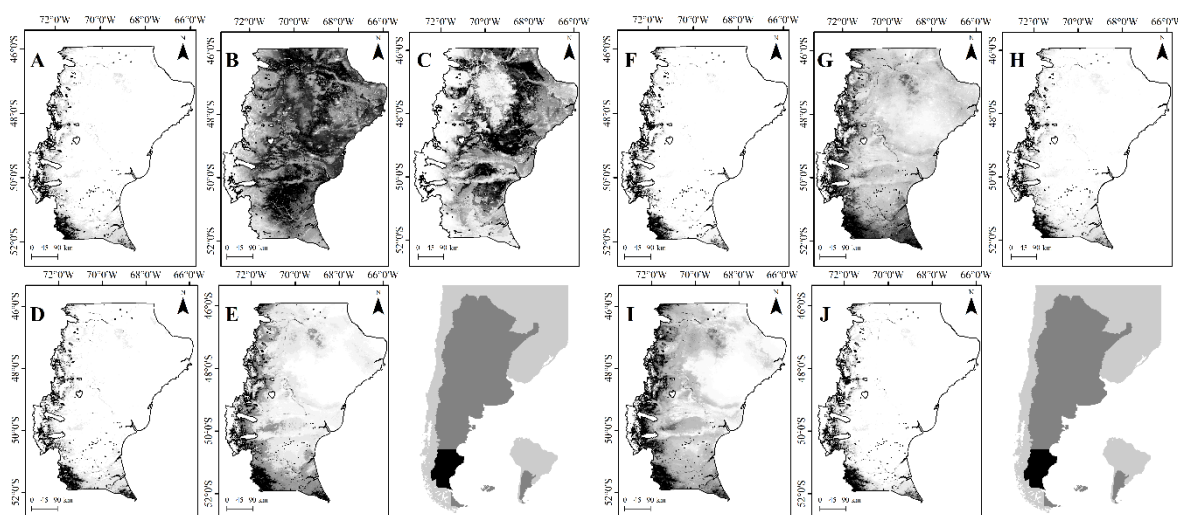
Anexo 3.9 Mapas de hábitat potencial de especies de lagartijas en la provincia de Santa Cruz, donde el gris claro muestra un potencial más bajo, el gris oscuro muestra un potencial medio y el negro mostró áreas de mayor potencial. El blanco mostró áreas inadecuadas (valores <50%). A = *Diplolaemus bibronii*, B = *Liolaemus bibronii*, C = *L. fitzingerii*, D = *Homonota darwini darwini*, E = *L. kingii*, F = *L. Lioneomaculatus*, G = *L. sarmientoi*, H = *L. escarchadosi*.



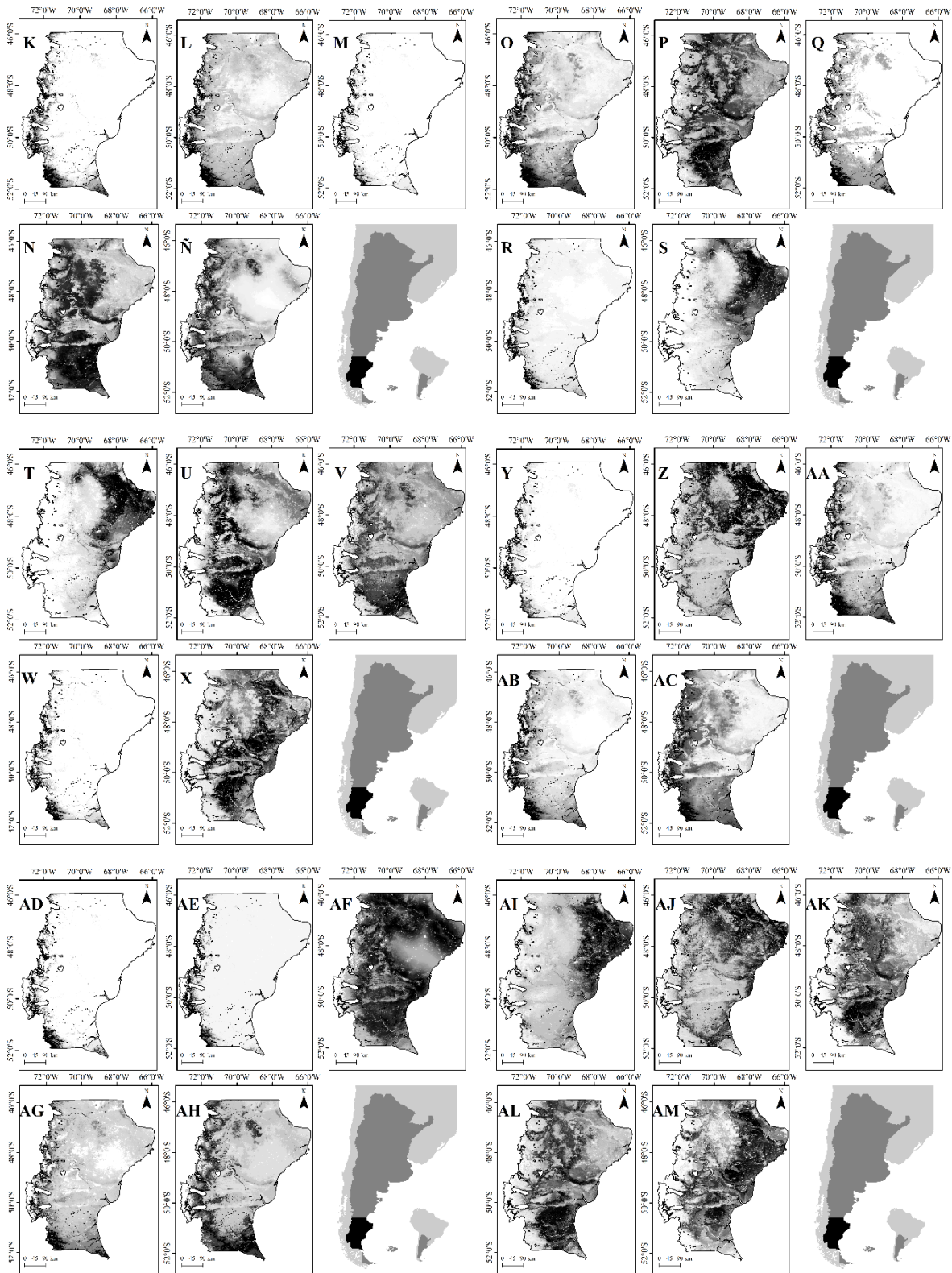
Anexo 3.10 Mapas de hábitat potencial de tenebriónidos en la provincia de Santa Cruz, donde el gris claro muestra el potencial más bajo y el negro muestra las áreas de potencial más alto (0–100%). A = *Nyctelia darwini*, B = *Nyctelia sallei*, C = *Epipedonota lata*, D = *Mitragenius araneiformis*, E = *Nyctelia fitzroyi*, F = *Emmallodera multipunctata*, G = *Praocis bicarinata*, H = *Epipedonota tricotata*, I = *Nyctelia bremsi* y J = *Nyctelia corrugata*.



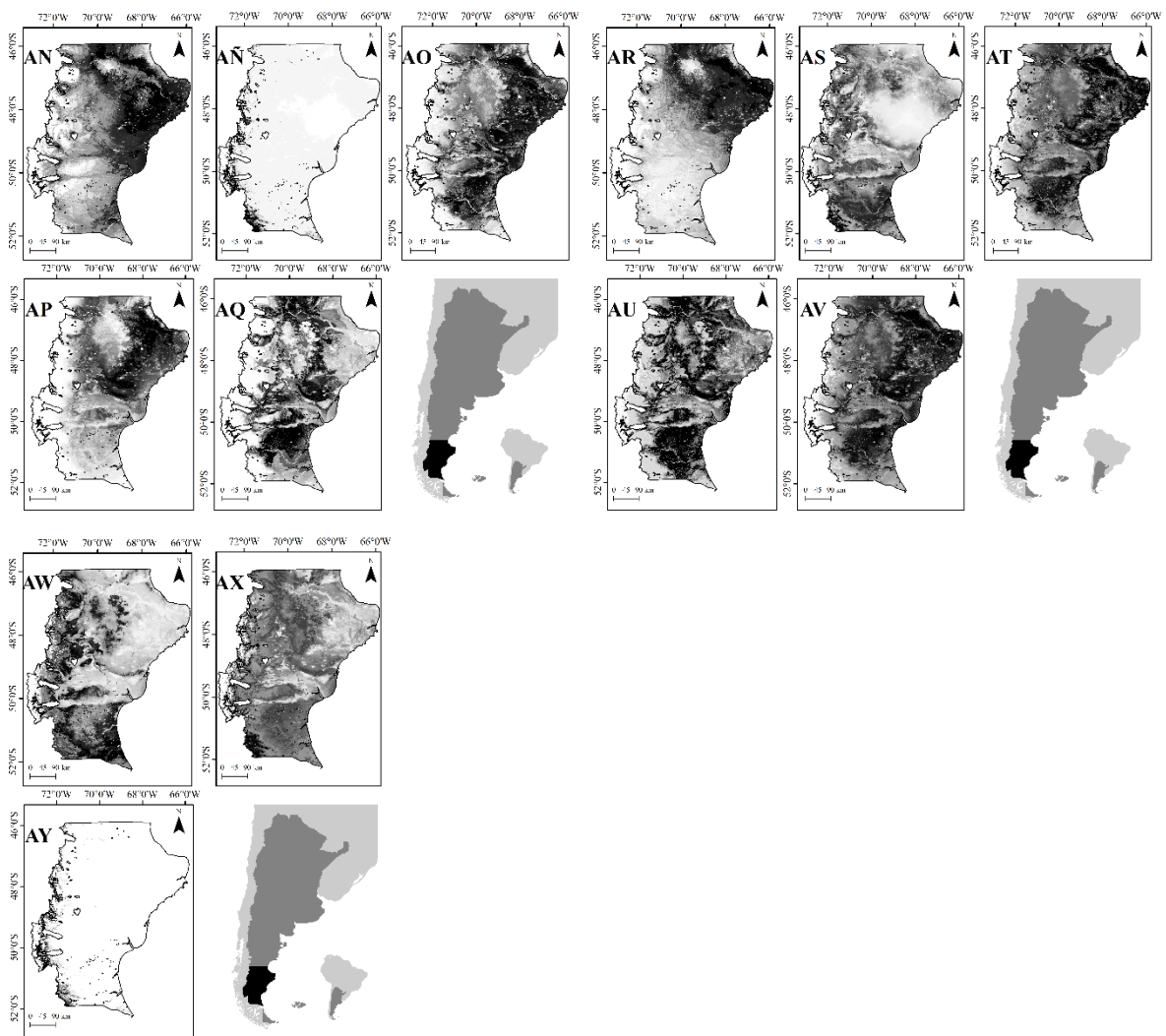
Anexo 3.11 Mapas de hábitat potencial de especies de plantas en la provincia de Santa Cruz, donde el gris claro muestra el potencial más bajo y el negro muestra las áreas de potencial más alto (0-100%). A = *Acaena magellanica*, B = *Acaena poeppigiana*, C = *Adesmia volckmannii*, D = *Agrostis capillaris*, E = *Agrostis perennans*, F = *Anemone multifida*, G = *Armeria maritima*, H = *Avenella flexuosa*, I = *Azorella prolifera*, J = *Baccharis magellanica*, K = *Berberis empetrifolia*, L = *Berberis microphylla*, M = *Blechnum penna-marina*, N = *Bromus setifolius*, Ñ = *Calceolaria uniflora*, O = *Carex andina*, P = *Carex argentina*, Q = *Carex macloviana*, R = *Chiliotrichum diffusum*, S = *Chuquiraga aurea*, T = *Chuquiraga avellanadae*, U = *Clinopodium darwinii*, V = *Colobanthus subulatus*, W = *Empetrum rubrum*, X = *Ephedra chilensis*, Y = *Escallonia rubra*, Z = *Festuca argentina*, AA = *Festuca gracillima*, AB = *Festuca magellanica*, AC = *Festuca pallescens*, AD = *Galium aparine*, AE = *Gaultheria mucronata*, AF = *Hordeum comosum*, AG = *Hordeum pubiflorum*, AH = *Juncus balticus*, AI = *Lycium chilense*, AJ = *Microsteris gracilis*, AK = *Mulguraea tridens*, AL = *Nardophyllum bryoides*, AM = *Nassauvia glomerulosa*, AN = *Nassauvia ulicina*, AÑ = *Osmorhiza chilensis*, AO = *Pappostipa chrysophylla*, AP = *Pappostipa chubutensis*, AQ = *Pappostipa ibarii*, AR = *Pappostipa sorianoii*, AS = *Perezia recurvata*, AT = *Poa lanuginosa*, AU = *Poa ligularis*, AV = *Poa spiciformis*, AW = *Rytidosperma virescens*, AX = *Senecio filaginoides*, AY = *Viola magellanica*.



Anexo 3.11 Continuación.



Anexo 3.11 Continuación.



Anexo 3.12 Valores medios y desvíos estándar de las variables de temperatura, precipitación, topográficas y vegetación clasificados de acuerdo al mapa de biodiversidad potencial (MBP) general.

Variables	Medias			Desvíos estándar		
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Temperatura media anual	8.53	8.61	6.12	1.52	1.59	2.35
Rango diurno medio anual	10.50	10.52	9.93	0.35	0.54	0.76
Isotermalidad	47.25	45.71	45.91	1.34	1.26	1.30
Estacionalidad de la Temperatura	4.42	4.63	4.29	0.29	0.39	0.52
Temperatura máxima del mes más cálido	20.30	20.72	17.44	2.03	2.24	3.32
Temperatura mínima del mes más frío	-1.71	-2.07	-4.00	1.49	1.69	1.85
Rango de Temperatura anual	22.02	22.80	21.46	1.16	1.51	2.10
Temperatura media del trimestre más húmedo	6.23	5.69	5.17	3.21	1.98	2.74
Temperatura media del trimestre más seco	8.30	10.91	9.41	2.76	3.66	3.33
Temperatura media del trimestre más cálido	13.82	14.26	11.36	1.84	1.98	2.92
Temperatura media del trimestre más frío	2.68	2.50	0.45	1.38	1.43	1.90
Precipitación anual	203.07	195.69	344.13	23.17	39.82	265.03
Precipitación del mes más húmedo	24.25	24.73	41.62	3.65	4.59	26.62
Precipitación del mes más seco	11.37	10.19	19.69	1.69	2.76	18.54
estacionalidad de la Precipitación	21.47	25.28	25.43	3.64	6.25	7.23
Precipitación del trimestre más húmedo	65.60	64.73	110.70	11.11	14.50	76.86
Precipitación del trimestre más seco	38.00	35.49	66.57	4.54	8.31	60.37
Precipitación del trimestre más cálido	52.42	41.36	71.30	8.40	11.93	63.70
Precipitación del trimestre más frío	54.29	55.79	92.62	11.17	14.59	66.65
Evapotranspiración global anual	830.75	845.35	739.71	66.89	75.86	108.56
Índice de aridez global	0.23	0.25	0.52	0.03	0.06	0.50
Elevación	175.19	379.60	776.29	92.44	208.35	335.64
Pendiente	3.27	4.16	7.49	0.59	1.43	5.12
Productividad primaria neta anual	138.85	121.59	140.66	32.51	52.93	71.42
Índice de vegetación de diferencia normalizada	0.20	0.19	0.26	0.06	0.09	0.11
Desertificación	3.35	3.35	2.45	0.72	0.82	1.11

Anexo 3.13 Índices de correlación de Pearson entre las variables ambientales incluidas en el análisis de componentes principales (PCA) entre las áreas ecológicas.

	MINMF	PA	PTF	ELE	NDVI
TMA	0.91	-0.56	-0.51	-0.67	-0.55
MINMF		-0.35	-0.29	-0.74	-0.37
PA				0.52	0.20
PTF				0.53	0.15
ELE					0.10

TMA = temperatura media anual (°C), MINMF = temperatura mínima del mes más frío (°C), PA = precipitación anual, PTF = precipitación del trimestre más frío, ELE = elevación, NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada.

Anexo 3.14 Índices de correlación de Pearson entre las variables ambientales incluidas en el análisis de componentes principales (PCA) en el paisaje forestal.

	MINMF	PA	PTF	ELE	NDVI
TMA	0.93	-0.35	-0.33	-0.88	0.62
MINMF		-0.02	0.00	-0.83	0.53
PA			0.99	0.31	-0.38
PTF				0.33	-0.39
ELE					-0.68

TMA = temperatura media anual (°C), MINMF = temperatura mínima del mes más frío (°C), PA = precipitación anual, PTF = precipitación del trimestre más frío, ELE = elevación, NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada.

Anexo 3.15 Índices de correlación de Pearson entre las variables ambientales incluidas en el análisis de componentes principales (PCA) en los tipos forestales.

	MINMF	PA	PTF	ELE	NDVI
TMA	0.88	-0.12	-0.11	-0.68	0.48
MINMF		0.33	0.35	-0.47	0.30
PA			1.00	0.35	-0.27
PTF				0.39	-0.28
ELE					-0.48

TMA = temperatura media anual (°C), MINMF = temperatura mínima del mes más frío (°C), PA = precipitación anual, PTF = precipitación del trimestre más frío, ELE = elevación, NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada.

Anexo 5.1 Índices de correlación de Pearson entre las variables incluidas en el modelado del mapa de volumen total sin corteza (VTSC) para los bosques de lenga y mixtos siempre-verdes en la provincia de Santa Cruz. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. El p-valor prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas, p-valor <0,05 indica correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95.0%.

Variables	RDM	ISO	ET	MAXMC	MINMF	RTA	TMTH	TMTS	TMTC	TMTF	PA	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	EVGA	IAG	ELE	PEN	NDVI	PPN
TMA	0,01	0,17	0,17	0,83	0,81	0,10	0,57	0,58	0,95	0,92	0,44	0,46	0,42	0,12	0,49	0,40	0,43	0,48	0,52	0,39	-0,40	0,16	0,19	0,27
p-valor	=0,96	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,22	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,15	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
RDM		0,83	0,90	0,53	-0,54	0,98	0,06	0,22	0,28	-0,33	-0,34	-0,33	-0,34	0,46	-0,33	-0,34	-0,34	-0,34	0,78	-0,33	0,37	-0,09	0,29	0,07
p-valor		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,50	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,30	<0,05	=0,40
ISO			0,70	0,59	-0,30	0,80	0,14	0,05	0,38	-0,11	0,15	0,17	0,14	0,11	0,16	0,14	0,14	0,15	0,76	0,15	0,14	0,08	0,40	0,16
p-valor			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,08	=0,53	<0,05	=0,17	=0,06	<0,05	=0,09	=0,19	=0,05	=0,08	=0,08	=0,07	<0,05	=0,06	=0,08	=0,34	<0,05	<0,05
ET				0,66	-0,38	0,97	0,09	0,54	0,47	-0,18	-0,36	-0,33	-0,40	0,70	-0,33	-0,39	-0,39	-0,34	0,87	-0,37	0,48	-0,04	0,27	0,05
p-valor				<0,05	<0,05	<0,05	=0,29	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,63	<0,05	=0,58
MAXMC					0,37	0,62	0,43	0,66	0,96	0,58	0,15	0,19	0,12	0,38	0,19	0,10	0,12	0,18	0,88	0,10	-0,12	0,06	0,30	0,22
p-valor					<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,08	<0,05	=0,16	<0,05	<0,05	=0,22	=0,14	<0,05	<0,05	=0,22	=0,16	=0,46	<0,05	<0,05
MINMF						-0,47	0,45	0,33	0,60	1,00	0,62	0,63	0,61	-0,15	0,66	0,59	0,61	0,66	-0,03	0,58	-0,49	0,25	0,05	0,23
p-valor						<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,06	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,68	<0,05	<0,05	<0,05	=0,53	<0,05
RTA							0,08	0,37	0,39	-0,26	-0,36	-0,34	-0,38	0,57	-0,35	-0,38	-0,38	-0,36	0,85	-0,37	0,41	-0,08	0,29	0,06
p-valor							=0,31	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,32	<0,05	=0,47
TMTH								0,10	0,52	0,54	0,35	0,32	0,40	-0,19	0,31	0,38	0,39	0,30	0,29	0,33	-0,27	0,09	0,18	0,25
p-valor								=0,23	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,28	<0,05	<0,05
TMTS									0,68	0,42	-0,15	-0,08	-0,21	0,73	-0,07	-0,22	-0,21	-0,08	0,56	-0,19	0,26	0,07	0,14	0,10
p-valor									<0,05	<0,05	=0,07	=0,30	<0,05	<0,05	=0,40	<0,05	<0,05	=0,32	<0,05	<0,05	<0,05	=0,36	=0,08	=0,21
TMTC										0,77	0,30	0,31	0,25	0,30	0,33	0,23	0,26	0,32	0,75	0,23	-0,22	0,12	0,24	0,24
p-valor										<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
TMTF											0,57	0,59	0,56	-0,08	0,61	0,54	0,57	0,60	0,19	0,53	-0,50	0,21	0,11	0,26
p-valor											<0,05	<0,05	<0,05	=0,32	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,18	<0,05

Anexo 5.1 Continuación.

Variables	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	EVGA	IAG	ELE	PEN	NDVI	PPN
PA	1,00	1,00	-0,44	1,00	1,00	1,00	1,00	-0,06	1,00	-0,29	0,43	0,21	0,25
p-valor	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,49	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMH		0,98	-0,40	1,00	1,00	1,00	1,00	-0,02	1,00	-0,26	0,43	0,23	0,25
p-valor		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,79	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMS			-0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	-0,09	1,00	-0,30	0,41	0,21	0,25
p-valor			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,25	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
EP				-0,39	-0,49	-0,50	-0,39	0,50	-0,46	0,58	0,04	0,08	0,03
p-valor				<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,62	=0,30	=0,70
PTH					1,00	1,00	1,00	-0,02	0,99	-0,27	0,42	0,23	0,25
p-valor					<0,05	<0,05	<0,05	=0,80	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTS						1,00	1,00	-0,09	1,00	-0,30	0,42	0,20	0,25
p-valor						<0,05	<0,05	=0,26	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTC							0,98	-0,09	0,99	-0,32	0,41	0,19	0,26
p-valor							<0,05	=0,28	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTF								-0,03	0,99	-0,28	0,43	0,21	0,25
p-valor								=0,71	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
EVGA									-0,10	0,091	-0,01	0,31	0,20
p-valor									=0,24	=0,25	=0,86	<0,05	<0,05
IAG										-0,24	0,44	0,22	0,24
p-valor										<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
ELE											0,23	0,17	-0,13
p-valor											<0,05	<0,05	=0,10
PEN												0,18	0,10
p-valor												<0,05	=0,18
NDVI													0,50
p-valor													<0,05

TMA= temperatura media anual (°C), RDM= rango diurno medio anual (°C), ISO= isothermalidad (%), ET= estacionalidad de la temperatura (°C), MAXMC= temperatura máxima del mes más cálido (°C), MINMF= temperatura mínima del mes más frío (°C), RTA= rango de temperatura anual (°C), TMTH= temperatura media del trimestre más húmedo (°C), TMTS= temperatura media del trimestre más seco, TMTC= temperatura media del trimestre más cálido, TMTF= temperatura media del trimestre más frío, PA= precipitación anual, PMH= precipitación del mes más húmedo, PMS= precipitación del mes más seco, EP= estacionalidad de la precipitación, PTH= precipitación del trimestre más húmedo, PTS= precipitación del trimestre más seco, PTC= precipitación del trimestre más cálido, PTF= precipitación del trimestre más frío, EVGA= evapotranspiración global anual, IAG= índice de aridez global, ELE= elevación, PEN= pendiente, NDVI= índice de vegetación de diferencia normalizada, PPN= productividad primaria neta anual

Anexo 5.2 Índices de correlación de Pearson entre las variables incluidas en el modelado del mapa carbono orgánico en el suelo (COS) y fósforo total (FTS) para la provincia de Santa Cruz. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. El p-valor prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas, p-valor <0,05 indica correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95%.

Variables	RDM	ISO	ET	MAXMC	MINMF	RTA	TMTH	TMTS	TMTC	TMTF	PA	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	EVGA	IAG	ELE	PEN	NDVI	PPN
TMA	0,42	-0,52	0,69	0,97	0,92	0,60	0,17	0,79	0,99	0,97	-0,40	-0,35	-0,40	0,41	-0,35	-0,39	-0,48	-0,31	0,94	-0,52	-0,40	-0,26	-0,64	-0,42
p-valor	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
RDM		-0,08	0,80	0,60	0,08	0,90	0,37	0,26	0,52	0,22	-0,69	-0,67	-0,65	0,14	-0,71	-0,65	-0,61	-0,71	0,68	-0,72	0,04	-0,21	-0,58	-0,55
p-valor		=0,36	<0,05	<0,05	=0,32	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,65	<0,05	<0,05	<0,05
ISO			-0,62	-0,55	-0,38	-0,50	0,32	-0,81	-0,60	-0,43	0,03	-0,06	0,12	-0,56	-0,06	0,08	0,33	-0,15	-0,54	0,10	-0,40	-0,01	0,38	0,30
p-valor			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,76	=0,51	=0,16	<0,05	=0,51	=0,34	<0,05	=0,07	<0,05	=0,22	<0,05	=1,00	<0,05	<0,05
ET				0,83	0,36	0,97	0,16	0,70	0,80	0,49	-0,60	-0,52	-0,63	0,51	-0,55	-0,61	-0,71	-0,50	0,88	-0,67	0,18	-0,18	-0,75	-0,65
p-valor				<0,05	<0,05	<0,05	=0,06	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
MAXMC					0,81	0,77	0,19	0,81	0,99	0,88	-0,49	-0,43	-0,49	0,42	-0,44	-0,48	-0,57	-0,40	0,99	-0,60	-0,24	-0,26	-0,70	-0,49
p-valor					<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
MINMF						0,24	0,11	0,68	0,85	0,98	-0,18	-0,14	-0,17	0,30	-0,12	-0,17	-0,24	-0,09	0,74	-0,29	-0,54	-0,23	-0,44	-0,19
p-valor						<0,05	=0,18	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,09	<0,05	<0,05	=0,15	<0,05	<0,05	=0,26	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
RTA							0,18	0,59	0,72	0,39	-0,62	-0,56	-0,62	0,37	-0,59	-0,60	-0,68	-0,55	0,83	-0,67	0,20	-0,18	-0,67	-0,61
p-valor							<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
TMTH								-0,15	0,17	0,15	-0,28	-0,27	-0,23	-0,11	-0,34	-0,23	-0,07	-0,43	0,19	-0,30	-0,30	-0,10	-0,20	-0,19
p-valor								=0,08	<0,05	=0,07	<0,05	<0,05	<0,05	=0,18	<0,05	<0,05	=0,40	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,25	<0,05	<0,05
TMTS								0,83	0,73	-0,18	-0,09	-0,26	0,63	-0,09	-0,23	-0,44	-0,01	0,79	-0,28	0,13	-0,14	-0,49	-0,33	
p-valor								<0,05	<0,05	<0,05	=0,29	<0,05	<0,05	<0,05	=0,30	<0,05	<0,05	=0,91	<0,05	<0,05	=0,13	=0,09	<0,05	<0,05
TMTC									0,91	-0,45	-0,39	-0,46	0,46	-0,40	-0,45	-0,55	-0,35	0,98	-0,56	-0,26	-0,25	-0,69	-0,48	
p-valor									<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
TMTF										-0,27	-0,23	-0,25	0,32	-0,22	-0,25	-0,33	-0,19	0,83	-0,38	-0,51	-0,24	-0,51	-0,27	
p-valor										<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Anexo 5.2 Continuación.

Variables	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	EVGA	IAG	ELE	PEN	NDVI	PPN
PA	0,98	0,97	-0,23	0,98	0,98	0,92	0,96	-0,55	0,99	0,20	0,40	0,76	0,70
p-valor	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMH		0,92	-0,06	1,00	0,93	0,86	0,97	-0,48	1,00	0,26	0,37	0,69	0,64
p-valor		<0,05	=0,48	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMS			-0,42	0,92	1,00	0,96	0,88	-0,56	1,00	0,11	0,38	0,79	0,74
p-valor			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,20	<0,05	<0,05	<0,05
EP				-0,07	-0,40	-0,50	-0,01	0,47	-0,30	0,25	-0,11	-0,47	-0,41
p-valor				=0,39	<0,05	<0,05	=0,88	<0,05	<0,05	<0,05	=0,17	<0,05	<0,05
PTH					0,93	0,86	0,99	-0,50	0,96	0,22	0,36	0,70	0,66
p-valor					<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTS						0,89	0,97	-0,55	0,97	0,14	0,38	0,78	0,73
p-valor						<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,09	<0,05	<0,05	<0,05
PTC							0,79	-0,64	0,94	-0,01	0,36	0,80	0,74
p-valor							<0,05	<0,05	<0,05	=0,88	<0,05	<0,05	<0,05
PTF								-0,45	0,94	0,26	0,36	0,64	0,61
p-valor								<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
EVGA									-0,65	-0,17	-0,27	-0,74	-0,55
p-valor									<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
IAG										0,22	0,40	0,81	0,72
p-valor										<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
ELE											0,19	0,13	0,02
p-valor											<0,05	=0,13	=0,85
PEN												0,34	0,28
p-valor												<0,05	<0,05
NDVI													0,88
p-valor													<0,05

TMA= temperatura media anual (°C), RDM= rango diurno medio anual (°C), ISO= isothermalidad (%), ET= estacionalidad de la temperatura (°C), MAXMC= temperatura máxima del mes más cálido (°C), MINMF= temperatura mínima del mes más frío (°C), RTA= rango de temperatura anual (°C), TMTH= temperatura media del trimestre más húmedo (°C), TMTS= temperatura media del trimestre más seco, TMTC= temperatura media del trimestre más cálido, TMTF= temperatura media del trimestre más frío, PA= precipitación anual, PMH= precipitación del mes más húmedo, PMS= precipitación del mes más seco, EP= estacionalidad de la precipitación, PTH= precipitación del trimestre más húmedo, PTS= precipitación del trimestre más seco, PTC= precipitación del trimestre más cálido, PTF= precipitación del trimestre más frío, EVGA= evapotranspiración global anual, IAG= índice de aridez global, ELE= elevación, PEN= pendiente, NDVI= índice de vegetación de diferencia normalizada, PPN= productividad primaria neta anual.

Anexo 5.3 Índices de correlación de Pearson entre las variables incluidas en el modelado del mapa de nitrógeno total en el suelo (NTS) para la provincia de Santa Cruz. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. El p-valor prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas, p-valor <0,05 indica correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95%.

	RDM	ISO	ET	MAXMC	MINMF	RTA	TMTH	TMTS	TMTC	TMTF	PA	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	EVGA	IAG	PEN	ELE	PPN	NDVI
TMA	0,48	-0,06	0,71	0,96	0,87	0,61	0,30	0,80	0,98	0,95	-0,23	-0,21	-0,24	0,52	-0,21	-0,23	-0,26	-0,18	0,90	-0,30	-0,16	-0,28	-0,34	-0,51
p-valor	<0,05	=0,37	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
RDM		0,51	0,87	0,69	0,02	0,95	0,32	0,31	0,60	0,24	-0,51	-0,50	-0,48	0,31	-0,52	-0,48	-0,48	-0,51	0,78	-0,53	-0,21	0,03	-0,37	-0,41
p-valor		<0,05	<0,05	<0,05	=0,74	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,61	<0,05	<0,05
ISO			0,16	0,08	-0,26	0,33	0,23	-0,25	-0,02	-0,16	0,04	0,03	0,07	-0,08	0,02	0,06	0,13	-0,01	0,15	0,06	0,04	-0,06	0,20	0,21
p-valor			<0,05	=0,23	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,79	<0,05	=0,50	=0,68	=0,29	=0,23	=0,79	=0,37	<0,05	=0,87	<0,05	=0,36	=0,57	=0,36	<0,05	<0,05
ET				0,87	0,28	0,97	0,23	0,66	0,82	0,47	-0,46	-0,43	-0,48	0,57	-0,45	-0,47	-0,52	-0,42	0,92	-0,51	-0,18	0,13	-0,50	-0,58
p-valor				<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
MAXMC					0,69	0,80	0,29	0,79	0,99	0,83	-0,34	-0,31	-0,34	0,53	-0,32	-0,33	-0,37	-0,29	0,98	-0,40	-0,19	-0,17	-0,40	-0,56
p-valor					<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
MINMF						0,15	0,23	0,67	0,77	0,97	0,03	0,05	0,02	0,36	0,06	0,03	0,01	0,07	0,58	-0,03	-0,05	-0,38	-0,11	-0,30
p-valor						<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,62	=0,49	=0,71	<0,05	=0,37	=0,63	=0,89	=0,26	<0,05	=0,62	=0,42	<0,05	=0,10	<0,05
RTA							0,23	0,54	0,73	0,36	-0,46	-0,44	-0,46	0,45	-0,46	-0,45	-0,49	-0,44	0,87	-0,50	-0,18	0,13	-0,43	-0,48
p-valor							<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,05
TMTH								-0,04	0,29	0,28	-0,16	-0,18	-0,12	0,03	-0,21	-0,12	-0,03	-0,26	0,28	-0,17	-0,06	-0,21	-0,11	-0,17
p-valor								=0,53	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,06	=0,67	<0,05	=0,07	=0,61	<0,05	<0,05	<0,05	=0,38	<0,05	=0,09	<0,05
TMTS								0,83	0,73	-0,07	-0,01	-0,13	0,68	-0,01	-0,11	-0,22	0,04	0,75	-0,14	-0,04	0,15	-0,25	-0,36	
p-valor								<0,05	<0,05	=0,30	=0,86	<0,05	<0,05	=0,93	=0,09	<0,05	=0,58	<0,05	<0,05	=0,51	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
TMTC									0,89	-0,29	-0,27	-0,31	0,56	-0,27	-0,29	-0,34	-0,24	0,96	-0,37	-0,17	-0,18	-0,39	-0,56	
p-valor									<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
TMTF										-0,08	-0,06	-0,08	0,41	-0,05	-0,07	-0,10	-0,04	0,73	-0,15	-0,10	-0,37	-0,19	-0,38	
p-valor										=0,25	=0,34	=0,24	<0,05	=0,41	=0,29	=0,14	=0,57	<0,05	<0,05	=0,13	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Anexo 5.3 Continuación.

	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	EVGA	IAG	PEN	ELE	PPN	NDVI
PA	0,99	0,99	-0,16	0,99	0,99	0,97	0,98	-0,40	1,00	0,57	0,30	0,70	0,71
p-valor	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMH		0,96	-0,07	1,00	0,96	0,94	0,99	-0,38	0,98	0,56	0,34	0,68	0,69
p-valor		<0,05	=0,31	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMS			-0,27	0,96	1,00	0,98	0,94	-0,41	0,99	0,57	0,26	0,72	0,72
p-valor			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
EP				-0,07	-0,26	-0,31	-0,04	0,56	-0,20	-0,02	0,32	-0,27	-0,32
p-valor				=0,28	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	=0,79	<0,05	<0,05	<0,05
PTH					0,96	0,93	0,99	-0,38	0,98	0,54	0,32	0,68	0,69
p-valor					<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTS						0,98	0,95	-0,40	0,99	0,57	0,27	0,71	0,71
p-valor						<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTC							0,91	-0,44	0,97	0,55	0,19	0,72	0,72
p-valor							<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTF								-0,36	0,97	0,55	0,34	0,65	0,66
p-valor								<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
EVGA									-0,47	-0,21	-0,11	-0,44	-0,58
p-valor									<0,05	<0,05	=0,08	<0,05	<0,05
IAG										0,57	0,32	0,72	0,74
p-valor										<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PEN											0,36	0,50	0,48
p-valor											<0,05	<0,05	<0,05
ELE												0,22	0,30
p-valor												<0,05	<0,05
PPN													0,87
p-valor													<0,05

TMA= temperatura media anual (°C), RDM= rango diurno medio anual (°C), ISO= isoterma (°C), ET= estacionalidad de la temperatura (°C), MAXMC= temperatura máxima del mes más cálido (°C), MINMF= temperatura mínima del mes más frío (°C), RTA= rango de temperatura anual (°C), TMTH= temperatura media del trimestre más húmedo (°C), TMTS= temperatura media del trimestre más seco, TMTC= temperatura media del trimestre más cálido, TMTF= temperatura media del trimestre más frío, PA= precipitación anual, PMH= precipitación del mes más húmedo, PMS= precipitación del mes más seco, EP= estacionalidad de la precipitación, PTH= precipitación del trimestre más húmedo, PTS= precipitación del trimestre más seco, PTC= precipitación del trimestre más cálido, PTF= precipitación del trimestre más frío, EVGA= evapotranspiración global anual, IAG= índice de aridez global, ELE= elevación, PEN= pendiente, NDVI= índice de vegetación de diferencia normalizada, PPN= productividad primaria neta anual.

Anexo 5.4 Índices de correlación de Pearson entre las variables incluidas en el modelado de la heterocigocidad esperada en bosques de *Nothofagus* para la provincia de Santa Cruz. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. El p-valor prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas, p-valor <0,05 indica correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95%.

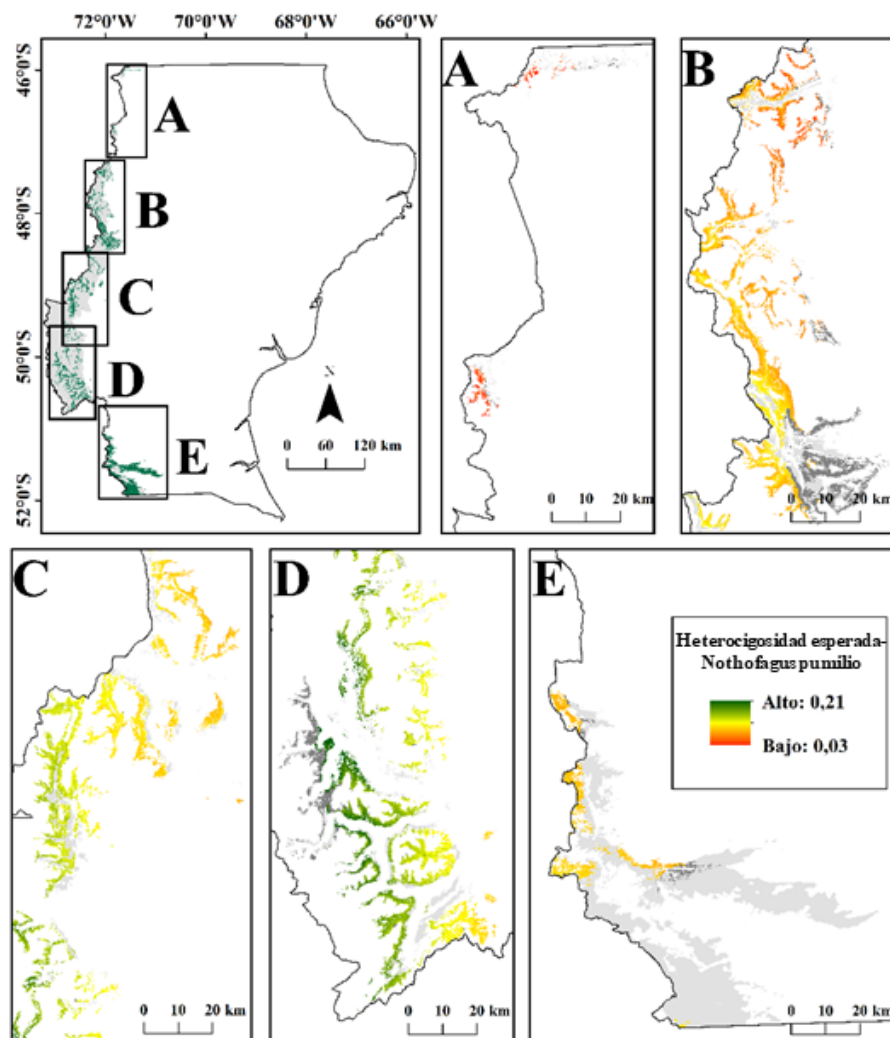
Variables	RDM	ISO	ET	MAXMC	MINMF	RTA	TMTH	TMTS	TMTC	TMTF	PA	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	IAG	EVGA
TMA	0,34	0,32	0,10	0,61	0,71	0,30	0,18	0,60	0,70	0,77	0,72	0,67	0,50	0,41	0,70	0,50	0,34	0,70	0,59	0,56
p-valor	<0,05	<0,05	0,43	<0,05	<0,05	<0,05	0,13	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
RDM		0,71	0,77	0,89	0,09	0,97	-0,50	0,76	0,70	0,29	0,52	0,72	-0,26	0,96	0,70	-0,13	-0,40	0,73	0,10	0,94
p-valor		<0,05	<0,05	<0,05	0,45	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,30	<0,05	<0,05	0,43	<0,05
ISO			0,14	0,58	0,29	0,50	-0,10	0,29	0,40	0,35	0,41	0,60	-0,25	0,70	0,60	-0,17	-0,23	0,60	0,15	0,64
p-valor			0,25	<0,05	<0,05	<0,05	0,44	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,17	0,06	<0,05	0,23	<0,05
ET				0,67	-0,27	0,91	-0,70	0,74	0,55	-0,04	0,25	0,42	-0,27	0,73	0,40	-0,20	-0,47	0,42	-0,11	0,71
p-valor				<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,77	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,20	<0,05	<0,05	0,35	<0,05
MAXMC					0,49	0,88	-0,17	0,93	0,94	0,66	0,75	0,86	0,09	0,88	0,90	0,20	-0,10	0,90	0,35	0,98
p-valor					<0,05	<0,05	0,16	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,47	<0,05	<0,05	0,10	0,50	<0,05	<0,05	<0,05
MINMF						-0,01	0,63	0,39	0,65	0,97	0,66	0,55	0,60	0,15	0,60	0,60	0,60	0,60	0,61	0,40
p-valor						1,00	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,22	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
RTA							-0,54	0,84	0,71	0,22	0,48	0,70	-0,22	0,92	0,70	-0,10	-0,41	0,70	0,07	0,92
p-valor							<0,05	<0,05	<0,05	0,06	<0,05	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	0,50	<0,05	<0,05	0,58	<0,05
TMTH							-0,26	0,03	0,50	0,03	-0,13	0,38	-0,47	-0,09	0,30	0,48	-0,14	0,15	-0,28	
p-valor							<0,05	<0,05	0,80	<0,05	0,82	0,30	<0,05	<0,05	0,48	<0,05	<0,05	0,26	0,21	<0,05
TMTS									0,93	0,60	0,72	0,80	0,18	0,80	0,81	0,30	-0,06	0,81	0,40	0,90
p-valor								<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,13	<0,05	<0,05	<0,05	0,65	<0,05	<0,05	<0,05
TMTC										0,81	0,80	0,83	0,30	0,71	0,84	0,40	0,12	0,84	0,46	0,88
p-valor									<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,32	<0,05	<0,05	<0,05
TMTF											0,77	0,69	0,54	0,34	0,74	0,60	0,46	0,70	0,62	0,56
p-valor											<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Anexo 5.4 Continuación.

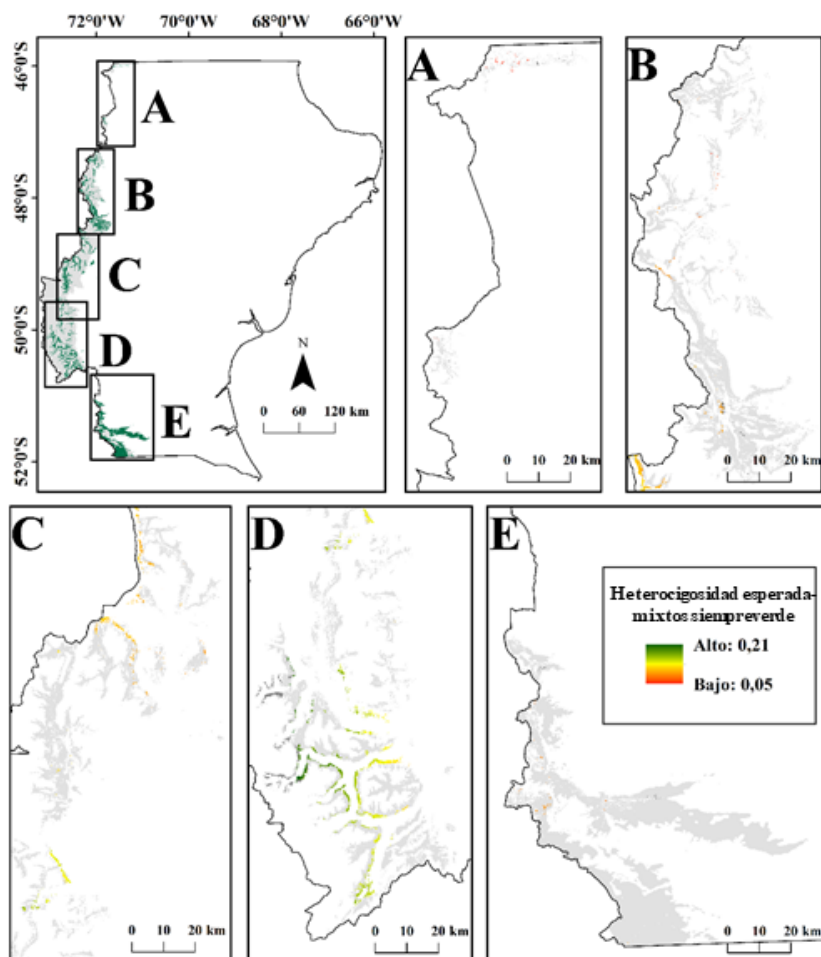
Variables	PMH	PMS	EP	PTH	PTS	PTC	PTF	IAG	EVGA
PA	1,00	0,61	0,60	0,96	0,72	0,50	0,95	0,87	0,71
p-valor	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMH		0,36	0,80	0,99	0,50	0,24	1,00	0,71	0,90
p-valor		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PMS			-0,25	0,39	0,98	0,95	0,35	0,90	-0,02
p-valor			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,89
EP				0,74	-0,12	-0,40	0,77	0,14	0,94
p-valor				<0,05	0,33	<0,05	<0,05	0,24	<0,05
PTH					0,51	0,30	1,00	0,72	0,85
p-valor					<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PTS						0,93	0,48	0,92	0,11
p-valor						<0,05	<0,05	<0,05	0,40
PTC							0,22	0,82	-0,19
p-valor							0,10	<0,05	0,11
PTF								0,70	0,90
p-valor								<0,05	<0,05
IAG									0,30
p-valor									<0,05

TMA= temperatura media anual (°C), RDM= rango diurno medio anual (°C), ISO= isothermalidad (%), ET= estacionalidad de la temperatura (°C), MAXMC= temperatura máxima del mes más cálido (°C), MINMF= temperatura mínima del mes más frío (°C), RTA= rango de temperatura anual (°C), TMTH= temperatura media del trimestre más húmedo (°C), TMTS= temperatura media del trimestre más seco, TMTC= temperatura media del trimestre más cálido, TMTF= temperatura media del trimestre más frío, PA= precipitación anual, PMH= precipitación del mes más húmedo, PMS= precipitación del mes más seco, EP= estacionalidad de la precipitación, PTH= precipitación del trimestre más húmedo, PTS= precipitación del trimestre más seco, PTC= precipitación del trimestre más cálido, PTF= precipitación del trimestre más frío, EVGA= evapotranspiración global anual, IAG= índice de aridez global.

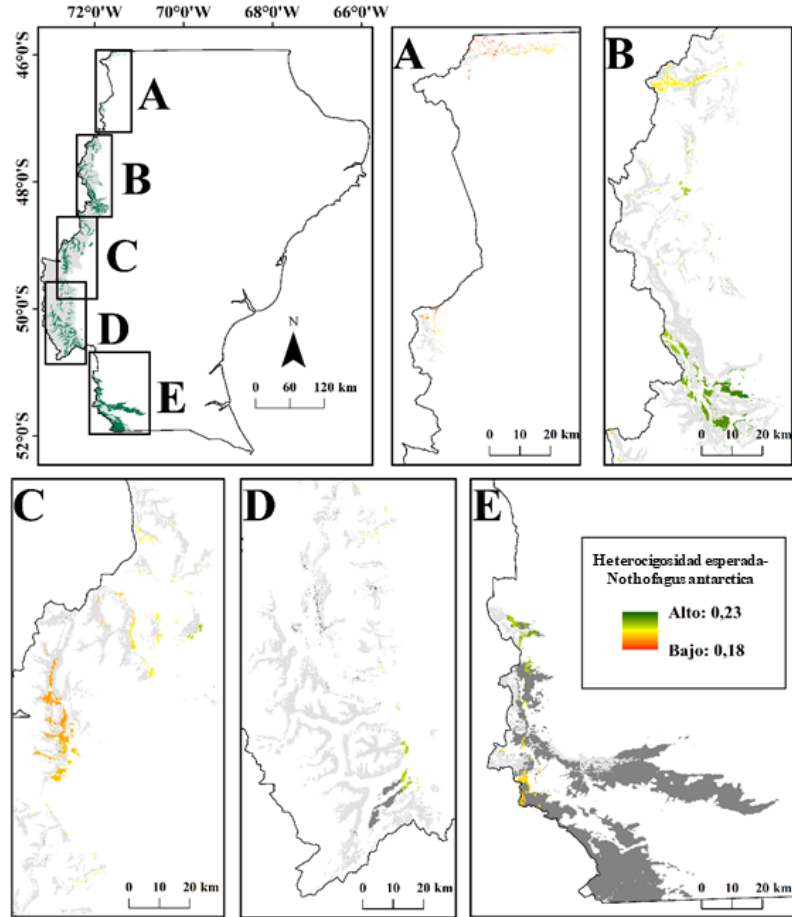
Anexo 5.5 Mapa de heterocigocidad esperada (He) para los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) en la provincia de Santa Cruz. Donde, verde=máximo valor (He=0,21), rojo=menor valor (He=0,03), gris=bosques de lenga no modelados y gris claro=otros bosques de *Nothofagus*. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike.



Anexo 5.6 Mapa de heterocigocidad esperada (H_e) para los bosques mixtos siempre-verdes en la provincia de Santa Cruz. Donde, verde=máximo valor ($H_e=0,21$), rojo=menor valor ($H_e=0,05$), gris=bosques de lenga no modelados y gris claro=otros bosques de *Nothofagus*. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike.



Anexo 5.7 Mapa de heterocigocidad esperada (He) para los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en la provincia de Santa Cruz. Donde, verde=máximo valor (He=0,23), rojo=menor valor (He=0,18), gris=bosques de lenga no modelados y gris claro=otros bosques de *Nothofagus*. (A) Lago Buenos Aires, (B) Río Chico, (C) Lago Argentino Norte, (D) Lago Argentino Sur, (E) Güer Aike.



Anexo 6.1 Valores medios de ANDEVAs de los mapas adimensionales (0,00-1,00) los distintos servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) a partir de la metodología de hexagonal binning. Considerando, la biodiversidad potencial (bajo = 0,00-0,41, medio = 0,42-0,74 y alto = 0,75-1,00) y áreas prioritarias para la conservación (bajo = 0,00-0,28, medio = 0,29-0,69 y alto = 0,70-1,00). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja, IPS = Índice de potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fosforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigocidad esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

Servicios Ecosistémicos	Biodiversidad Potencial				Áreas prioritarias para la conservación			
	Bajo	Medio	Alto		Bajo	Medio	Alto	
Servicios de Provisión				F(p)	F(p)			
PPO	0,27 a	0,46 b	0,70 c	37,35 (<0,001)	0,32 a	0,53 b	0,56 b	9,91 (<0,001)
IPS	0,02	0,03	0,00	0,71 (0,495)	0,00	0,01	0,04	1,48 (0,232)
VTSC	0,08 c	0,01 b	0,00 a	4,31 (0,015)	0,00 a	0,01 ab	0,08 b	4,16 0,018)
DPP	0,01	0,03	0,05	0,81 (0,445)	0,01	0,02	0,07	2,77 (0,066)
Servicios de Regulación y Soporte				F(p)	F(p)			
COS	0,31 ab	0,24 a	0,34 b	3,61 (0,030)	0,22 a	0,30 ab	0,37 b	8,61 (<0,001)
FTS	0,51 b	0,51 b	0,33 a	7,28 (0,001)	0,57 b	0,47 b	0,32 a	11,68 (<0,001)
NTS	0,39 b	0,21 a	0,18 a	16,46 (<0,001)	0,28	0,24	0,26	0,44 (0,644)
He	0,08 b	0,03 ab	0,00 a	4,33 (0,015)	0,00 a	0,02 b	0,09 c	5,61 (0,005)
PPNA	0,22	0,20	0,28	2,47 (0,089)	0,15 a	0,25 b	0,31 b	11,99 (<0,001)
HN	0,72 c	0,55 b	0,37 a	28,85 (<0,001)	0,67 b	0,49 a	0,49 a	8,24 (0,001)
Servicios Culturales				F(p)	F(p)			
VE	0,26 b	0,15 a	0,10 a	8,65 (<0,001)	0,16	0,16	0,19	0,31 (0,730)
VEX	0,20	0,14	0,20	1,40 (0,251)	0,11 a	0,19 ab	0,23 b	4,46 (0,013)
VIL	0,18 b	0,08 a	0,10 ab	3,46 (0,034)	0,08	0,11	0,18	2,94 (0,056)
VR	0,29 a	0,31 ab	0,41 b	3,34 (<0,039)	0,26 a	0,36 ab	0,38 b	3,56 (0,031)

F=prueba de Fisher, (p)=probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.

Anexo 6.2 Valores medios y desvíos estándar de los diferentes servicios ecosistémicos (total, provisión, regulación y soporte y cultural) considerando: P = pastizal, P+B = pastizal y bosque y B = bosque clasificados según los mapas de Biodiversidad potencial y Áreas prioritarias para la conservación.

Servicios Ecosistémicos		Biodiversidad potencial						Áreas prioritarias para la conservación					
		Medias			Desvíos estándar			Medias			Desvíos estándar		
		Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Total	P	0.39	0.39	0.32	0.16	0.20	0.18	0.47	0.37	0.25	0.17	0.14	0.16
	P + B	0.57	0.50	0.59	0.17	0.19	0.17	0.68	0.51	0.46	0.13	0.17	0.16
	B	0.73	0.58	0.64	0.10	0.15	0.16	0.65	0.69	0.61	0.19	0.12	0.13
Provisión	P	0.15	0.17	0.10	0.16	0.24	0.16	0.15	0.17	0.10	0.15	0.21	0.20
	P + B	0.33	0.13	0.06	0.24	0.21	0.17	0.17	0.21	0.13	0.25	0.23	0.22
	B	0.54	0.25	0.07	0.21	0.25	0.19	0.35	0.23	0.26	0.34	0.28	0.25
Soporte y Regulación	P	0.39	0.35	0.30	0.13	0.12	0.14	0.45	0.38	0.21	0.08	0.07	0.13
	P + B	0.58	0.57	0.57	0.08	0.08	0.08	0.62	0.56	0.53	0.07	0.07	0.07
	B	0.68	0.67	0.73	0.06	0.07	0.09	0.71	0.71	0.66	0.04	0.10	0.08
Cultural	P	0.30	0.31	0.32	0.24	0.25	0.24	0.38	0.26	0.29	0.28	0.21	0.21
	P + B	0.27	0.35	0.58	0.21	0.26	0.29	0.59	0.29	0.32	0.31	0.21	0.23
	B	0.24	0.27	0.49	0.14	0.25	0.27	0.26	0.44	0.32	0.20	0.29	0.24

Anexo 6.3 Valores medios y desvíos estándar de los diferentes servicios ecosistémicos (total, provisión, regulación y soporte y cultural) considerando: NP = *Nothofagus pumilio* y NA = *N. antarctica* clasificados según los mapas de Biodiversidad potencial y Áreas prioritarias para la conservación.

Servicios Ecosistémicos		Biodiversidad potencial						Áreas prioritarias para la conservación					
		Medias			Desvíos estándar			Medias			Desvíos estándar		
		Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Total	NP	0.64	0.49	0.61	0.20	0.19	0.17	0.66	0.57	0.48	0.16	0.20	0.17
	NA	0.65	0.64	0.62	0.14	0.08	0.13	0.68	0.62	0.64	0.16	0.12	0.06
Provisión	NP	0.40	0.10	0.01	0.28	0.171	0.03	0.14	0.12	0.05	0.25	0.22	0.12
	NA	0.44	0.38	0.39	0.24	0.24	0.29	0.45	0.34	0.50	0.30	0.24	0.09
Soporte y Regulación	NP	0.61	0.62	0.65	0.09	0.096	0.12	0.66	0.65	0.60	0.08	0.13	0.11
	NA	0.63	0.62	0.62	0.08	0.09	0.08	0.68	0.60	0.59	0.06	0.09	0.07
Cultural	NP	0.28	0.31	0.59	0.26	0.28	0.27	0.54	0.40	0.37	0.33	0.29	0.27
	NA	0.25	0.30	0.25	0.15	0.20	0.14	0.25	0.32	0.22	0.15	0.21	0.02

Anexo 6.4 Valores medios de ANDEVAs de los mapas adimensionales (0,00-1,00) los distintos servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) a partir de la metodología de hexagonal binning en los bosques de *Nothofagus antarctica* (ñire) y *N. pumilio* (lenga). Considerando, la biodiversidad potencial (bajo = 0,00-0,41, medio = 0,42-0,74 y alto = 0,75-1,00) y áreas prioritarias para la conservación (bajo = 0,00-0,28, medio = 0,29-0,69 y alto = 0,70-1,00). Dónde: PPO = Probabilidad de presencia de oveja, IPS = Índice de potencial silvopastoril, VTSC = Volumen total sin Corteza, DPP = Densidad de pozos petroleros, COS = Stock de carbono orgánico en el suelo, FTS = Stock de fósforo total en el suelo, NTS = Stock de nitrógeno total en el suelo, He = Heterocigocidad esperada, PPNA = Productividad primaria neta anual, HN = Hábitat natural, VE = Valor estético, VEX = Valor de existencia, VIL = Valor de identidad local, VR = Valor de recreación.

Tipo	Servicios Ecosistémicos	Biodiversidad Potencial				Áreas prioritarias para la conservación			
		Bajo	Medio	Alto		Bajo	Medio	Alto	
Forestal	Servicios de Provisión				F(p)	Servicios de Provisión			
	PPO	0,01 a	0,04 a	0,15 b	17,20 (<0,001)	0,01	0,06	0,05	2,00 (0,143)
	IPS	0,01 a	0,01 a	0,08 b	8,23 (0,001)	0,01	0,01	0,03	1,47 (0,236)
	VTSC	0,01 a	0,12 b	0,49 c	30,73 (<0,001)	0,06	0,14	0,17	1,39 (0,255)
	DPP	-	-	-	-	-	-	-	-
	Servicios de Regulación y Soporte				F(p)	Servicios de Regulación y Soporte			
	COS	0,74	0,71	0,78	1,24 (0,296)	0,67 a	0,76 b	0,80 b	11,29 (<0,001)
	FTS	0,76 b	0,65 a	0,57 a	14,97 (<0,001)	0,65	0,71	0,71	1,63 (0,202)
	NTS	0,78	0,80	0,83	0,50 (0,608)	0,73 a	0,82 b	0,85 b	7,85 (0,001)
	He	0,37 b	0,26 a	0,24 a	9,63 (0,001)	0,31	0,31	0,31	0,02 (0,976)
	PPNA	0,55	0,61	0,65	2,16 (0,122)	0,55	0,60	0,62	1,12 (0,331)
	HN	0,91	0,92	0,83	1,14 (0,325)	0,93	0,91	0,85	2,12 (0,126)
	Servicios Culturales				F(p)	Servicios Culturales			
	VE	0,65 b	0,34 a	0,25 a	15,76 (<0,001)	0,42	0,44	0,56	1,68 (0,192)
	VEX	0,47 b	0,30 a	0,26 a	6,39 (0,003)	0,31	0,34	0,45	2,58 (0,081)
	VIL	0,64 b	0,25 a	0,19 a	14,81 (<0,001)	0,37	0,38	0,52	1,29 (0,282)
	VR	0,45 b	0,32 a	0,38 ab	3,67 (0,030)	0,31 a	0,36 a	0,49 b	7,76 (0,001)
NP	Servicios de Provisión				F(p)	Servicios de Provisión			
	PPO	0,27	0,20	0,14	1,93 (0,156)	0,30 b	0,16 a	0,07 a	9,90 (0,001)
	IPS	0,36	0,40	0,51	1,12 (0,333)	0,52	0,34	0,53	2,67 (0,079)
	VTSC	0,05	0,08	0,07	0,04 (0,956)	0,05	0,07	0,09	0,24 (0,790)
	DPP	-	-	-	-	-	-	-	-
	Servicios de Regulación y Soporte				F(p)	Servicios de Regulación y Soporte			
	COS	0,82	0,85	0,85	0,53 (0,591)	0,84 ab	0,81 a	0,88 b	3,59 (0,039)
	FTS	0,47	0,46	0,43	0,29 (0,752)	0,35 a	0,48 b	0,46 ab	3,45 (0,039)
	NTS	0,82	0,83	0,83	0,16 (0,850)	0,81 a	0,80 a	0,89 b	8,30 (0,001)
	He	0,44	0,50	0,50	0,20 (0,817)	0,50	0,43	0,55	1,87 (0,164)
	PPNA	0,65	0,70	0,75	2,04 (0,140)	0,68	0,72	0,78	2,53 (0,089)
	HN	0,79	0,60	0,65	2,67 (0,078)	0,64	0,62	0,70	0,82 (0,444)
	Servicios Culturales				F(p)	Servicios Culturales			
	VE	0,17	0,21	0,16	0,30 (0,744)	0,08 a	0,25 b	0,16 ab	3,33 (0,043)
	VEX	0,20	0,25	0,20	0,59 (0,557)	0,16	0,26	0,20	1,85 (0,168)
	VIL	0,14	0,20	0,12	0,69 (0,505)	0,07	0,21	0,12	1,93 (0,155)
	VR	0,50	0,51	0,50	0,40 (0,674)	0,52	0,48	0,46	1,07 (0,350)
NA	Servicios de Provisión				F(p)	Servicios de Provisión			
	PPO	0,27	0,20	0,14	1,93 (0,156)	0,30 b	0,16 a	0,07 a	9,90 (0,001)
	IPS	0,36	0,40	0,51	1,12 (0,333)	0,52	0,34	0,53	2,67 (0,079)
	VTSC	0,05	0,08	0,07	0,04 (0,956)	0,05	0,07	0,09	0,24 (0,790)
	DPP	-	-	-	-	-	-	-	-
	Servicios de Regulación y Soporte				F(p)	Servicios de Regulación y Soporte			
	COS	0,82	0,85	0,85	0,53 (0,591)	0,84 ab	0,81 a	0,88 b	3,59 (0,039)
	FTS	0,47	0,46	0,43	0,29 (0,752)	0,35 a	0,48 b	0,46 ab	3,45 (0,039)
	NTS	0,82	0,83	0,83	0,16 (0,850)	0,81 a	0,80 a	0,89 b	8,30 (0,001)
	He	0,44	0,50	0,50	0,20 (0,817)	0,50	0,43	0,55	1,87 (0,164)
	PPNA	0,65	0,70	0,75	2,04 (0,140)	0,68	0,72	0,78	2,53 (0,089)
	HN	0,79	0,60	0,65	2,67 (0,078)	0,64	0,62	0,70	0,82 (0,444)
	Servicios Culturales				F(p)	Servicios Culturales			
	VE	0,17	0,21	0,16	0,30 (0,744)	0,08 a	0,25 b	0,16 ab	3,33 (0,043)
	VEX	0,20	0,25	0,20	0,59 (0,557)	0,16	0,26	0,20	1,85 (0,168)
	VIL	0,14	0,20	0,12	0,69 (0,505)	0,07	0,21	0,12	1,93 (0,155)
	VR	0,50	0,51	0,50	0,40 (0,674)	0,52	0,48	0,46	1,07 (0,350)

F=prueba de Fisher, (p)=probabilidad por la prueba de Tukey a 0,05.