

ISBN 978-987-46815-5-3



9 789874 681553



| Servicios Ecosistémicos y Biodiversidad de los Recursos Naturales de Santa Cruz |

Yamina M. Rosas

Guillermo Martínez Pastur

Pablo L. Peri

Servicios Ecosistémicos y Biodiversidad de los Recursos Naturales de Santa Cruz



Yamina M. Rosas

Guillermo Martínez Pastur

Pablo L. Peri

Servicios Ecosistémicos y Biodiversidad de los Recursos Naturales de Santa Cruz

2022



Servicios ecosistémicos y biodiversidad de los recursos naturales de Santa Cruz / Yamina Micaela Rosas ; Guillermo Martínez Pastur ; Pablo Luis Peri. - 1a edición especial - Río Gallegos, 2022.
120 p. ; 28 x 20 cm.

ISBN 978-987-46815-5-3

1. Recursos Naturales. 2. Conservación Ambiental. 3. Producción Pecuaria.
I. Martínez Pastur, Guillermo. II. Peri, Pablo Luis. III. Título.
CDD 363.70561

Contenido

5 | **Capítulo 1**
Los servicios ecosistémicos y la biodiversidad.

23 | **Capítulo 2**
Servicios ecosistémicos de provisión.

39 | **Capítulo 3**
Servicios ecosistémicos de regulación y soporte.

57 | **Capítulo 4**
Servicios ecosistémicos culturales.

67 | **Capítulo 5**
Biodiversidad.

89 | **Capítulo 6**
Sinergias y compensaciones entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad.

104 | **Bibliografía.**

113 | **Anexos.**

DISEÑO GRÁFICO: Pablo Giunta  Blox Diseño Gráfico  Bloxdg  2966 560476

IMPRESO en Febrero de 2022 en Erregé y Asoc.  elkromma@hotmail.com



Capítulo 1

Los servicios ecosistémicos y la biodiversidad

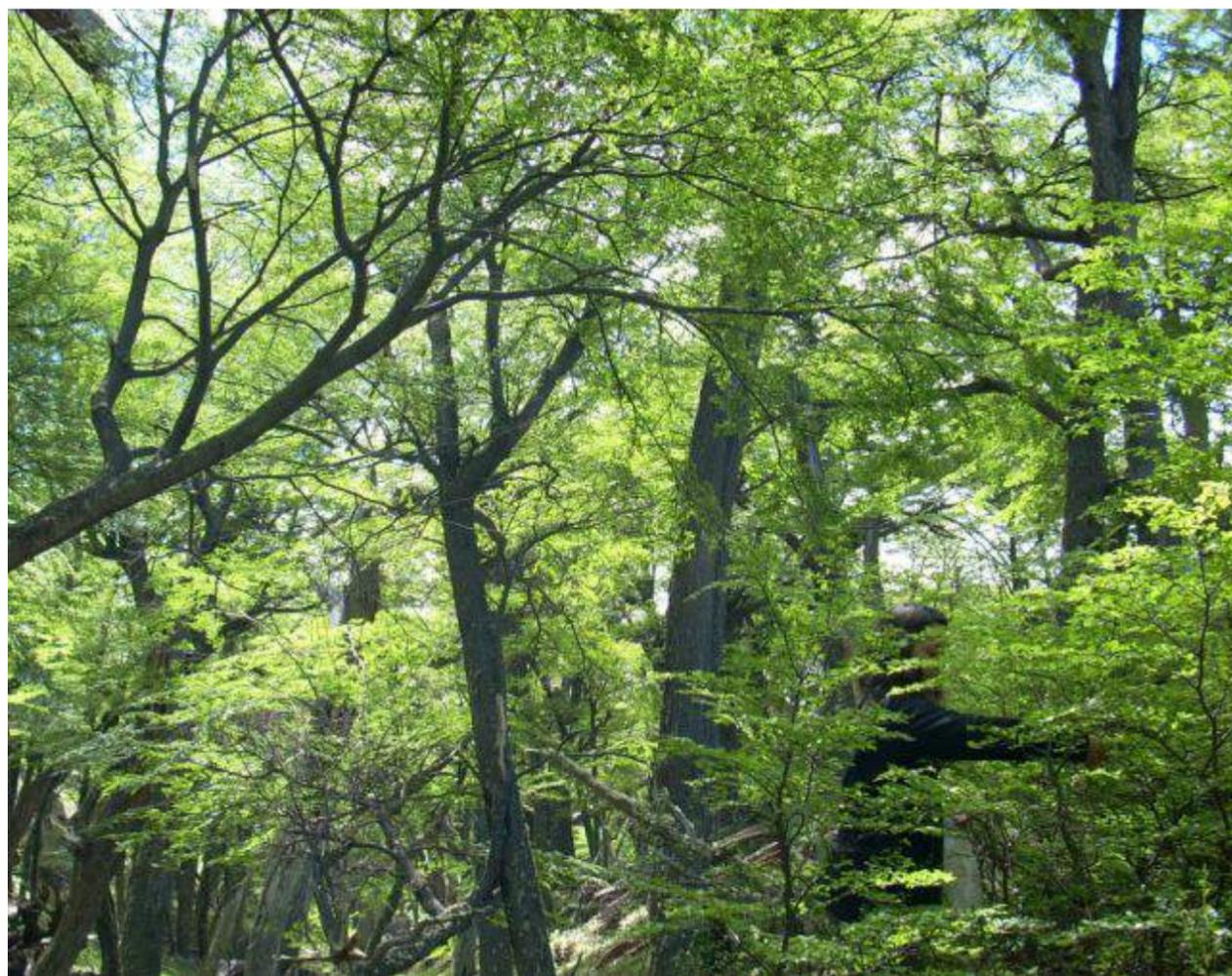


La sociedad obtiene beneficios de una gran cantidad de recursos y procesos que son suministrados por los ecosistemas naturales, denominados colectivamente como servicios ecosistémicos (Daily 1997). El concepto de servicios ecosistémicos se remonta a la década del 70, pero cobró impulso en la literatura 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 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 gene-

rar las bases científicas necesarias que determinen acciones para mejorar la conservación y el uso sostenible de los servicios ecosistémicos de los recursos naturales, 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 más el estudio sobre la conexión entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad, donde su objetivo principal fue 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 prácticas 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) (Fig. 1), ha permitido comprender las conexiones que los servicios ecosistémicos generan entre el sistema natural y el social (Reyers et al. 2013). Por ejemplo, los servicios de provisión (ej. corderos) 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. pastizales). 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 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 huma-

nas 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 de pastizales (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).



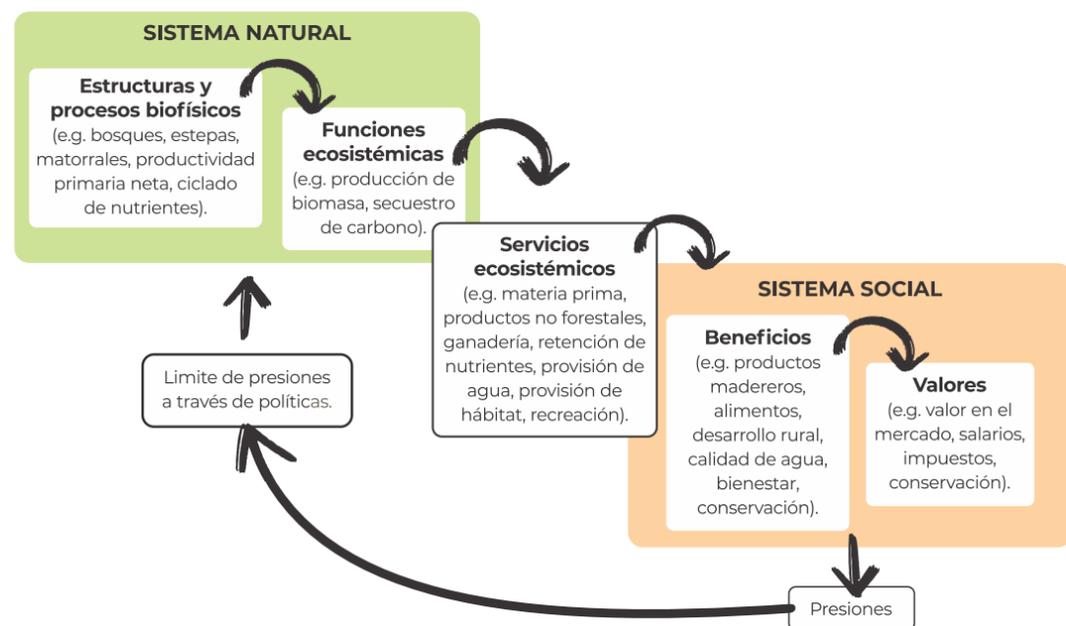


Figura 1. Modelo de cascada de servicios ecosistémicos basado en Haines-Young y Potschin (2010b).

En este contexto 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) (Fig. 2). Teniendo en cuenta las contribuciones sustanciales de los servicios de los recursos naturales a las sociedades (Thompson et al. 2011), los sectores profesionales, científicos, productivos 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. Por ejemplo, en Argentina la Ley n° 26.331 impulsa esta integración a partir del uso sustentable 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, 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, polinización, ciclo 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 (MAGyP) y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (MAYDS), 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.

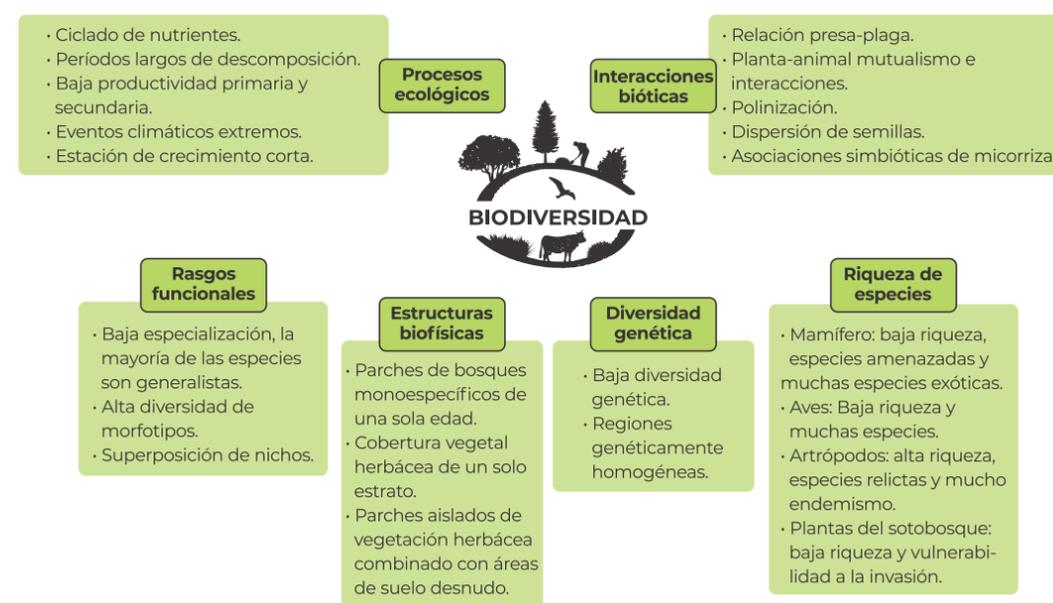


Figura 2. Caracterización de los diferentes roles multifacéticos de la biodiversidad en los recursos naturales terrestres de Santa Cruz basado en MAES (2013).

El área de estudio del presente trabajo 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. El extenso territorio provincial ofrece una gran variedad de paisajes, climas y suelos (González y Rial 2004). 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, siguiendo el patrón inverso, la precipitación media anual (PMA) disminuye desde el oeste (1681 mm/año) hacia el este (136 mm/año). 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 ero-

sión de los suelos.

En la provincia de Santa Cruz se pueden distinguir dos grandes sectores geológica y orográficamente distintos, 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. 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. Estudios previos han descrito la vegetación de la provincia de Santa Cruz y han propuesto diferentes unidades vegetacionales (ej. Cabrera y Willink 1973; Oliva et al. 2004; Peri et al. 2013; Oyarzabal et al. 2018). A los fines de proporcionar una herramienta para el manejo sustentable de los principales ecosistemas patagónicos con un enfoque de los servicios ecosistémicos de los recursos naturales terrestres, se establecieron desde el 2006 una red de 1200 parcelas en diferentes ecosistemas naturales en Santa Cruz y Tierra del Fuego denominadas PEBANPA (Parcelas de Ecología y Biodiversidad de ambientes naturales en Patagonia Austral) (Peri et al. 2016c).

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 (Fig. 3).



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 continúa 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 gramínea 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*). 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 ondulado, surcado por cañadones y valles que desembocan en el mar, con temperatu-

ras medias 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 (*Coligueja intergerrima*), neneo, *Verbena alatocarpa*, *Ephedra ochreatea*, *Lycium chilense* y mata amarilla (*Anartrophyllum 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 (*Anartrophyllum 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. 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 gramínea con alta cobertura (64% en promedio) se encuentran dominada por el coirón blanco (*Festuca pallescens*) y suele estar acompañado por el huecú (*Festuca argentina*), son comunes los coirones (*Stipa sp*) y coirón poa (*Poa duseinii*). 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. Esta 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 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. Esta 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 duseinii*), 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). Esta área está dominada 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 duseinii*, *Bromus setifolius*, *Rytidosperma virescens* y *Hordeum comosum*. Algunos de los arbustos presentes en el lugar son *Nassauvia fuegina*, *Perezia recurvata* y *Ephedra frustillata*, siendo 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*.

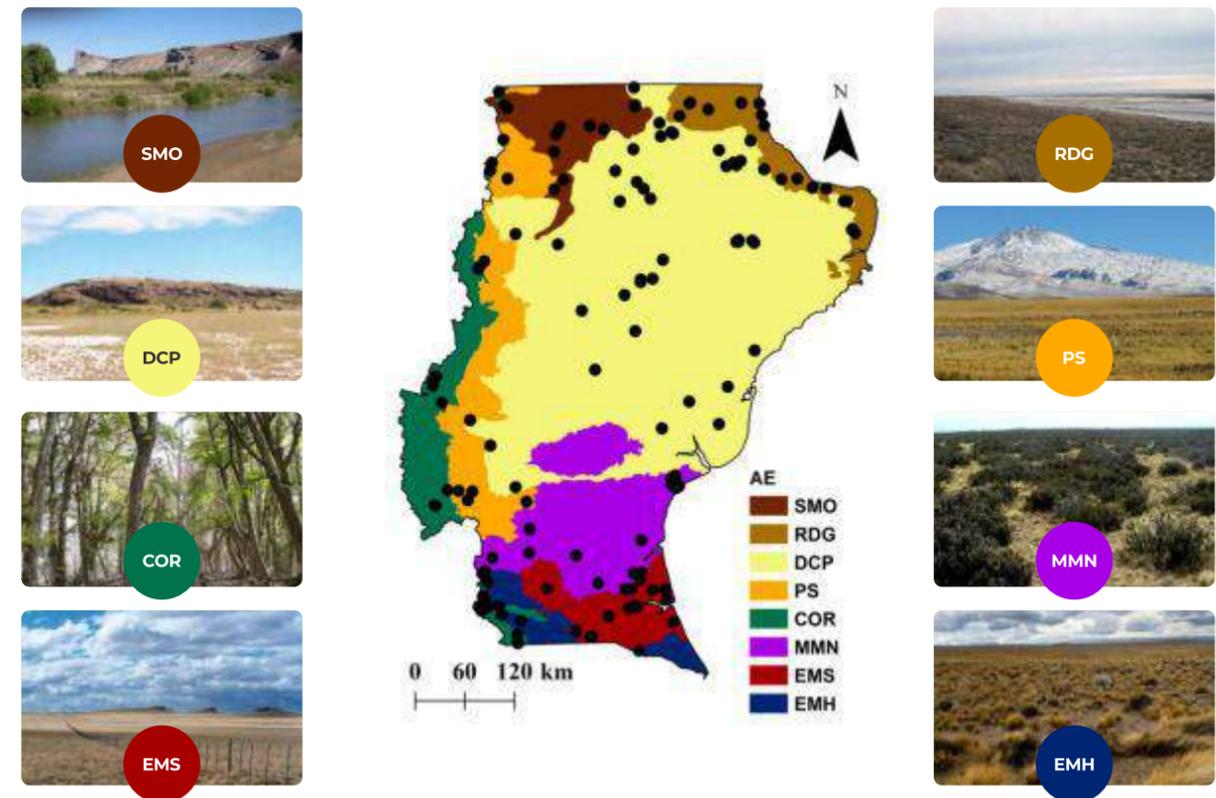


Figura 3. Áreas ecológicas (AE) del área de estudio y puntos de la red PEBANPA. Dónde: marrón = Sierras y Mesetas Occidentales (SMO), marrón claro = Región del Golfo (RDG), amarillo = Distrito Central Patagónico (DCP), naranja = Pastizal Subandino (PS), verde = Complejo Andino (COR), violeta = Matorral de Mata Negra (MMN), rojo = Estepa Magallánica Seca (EMS), azul = Estepa Magallánica Húmeda (EMH).

La conservación y protección de áreas naturales en la provincia de Santa Cruz tomó relevancia 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 este trabajo, se utilizó la información disponible del Sistema de Información Territorial de la Provincia de Santa Cruz (SIT-Santa Cruz) sobre parques y reservas y además se considero al nuevo parque nacional Patagonia creado entre el 2014-2017, contando con 38 sitios bajo diversas jurisdicciones (provincial = 33 y nacional = 5), y diferentes tipologías de protección y estatus de conservación (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 (APN), con 9.925 km² (60%) siendo el parque nacional Los Glaciares el más grande (7.396 km²), mientras que de la superficie bajo la jurisdicción provincial (6.526 km²) la reserva Meseta Espinosa y el Cordón (2.471 km²) y Tucu Tucu (1.878 km²) presentan las mayores superficies.

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%). Además, los bosques de *Nothofagus* no se encuentran igualmente representados dentro del sistema de áreas protegidas, presentando una mayor superficie protegida los bosques de *N. pumilio* (lenga) respecto a otras especies. Las siguientes áreas presentan una baja superficie protegida donde las áreas esteparias del norte y el Pastizal Subandino presentan menos del 3% de su superficie bajo protección, mientras que las áreas esteparias del sur menos del 1% de protección (Fig. 4).

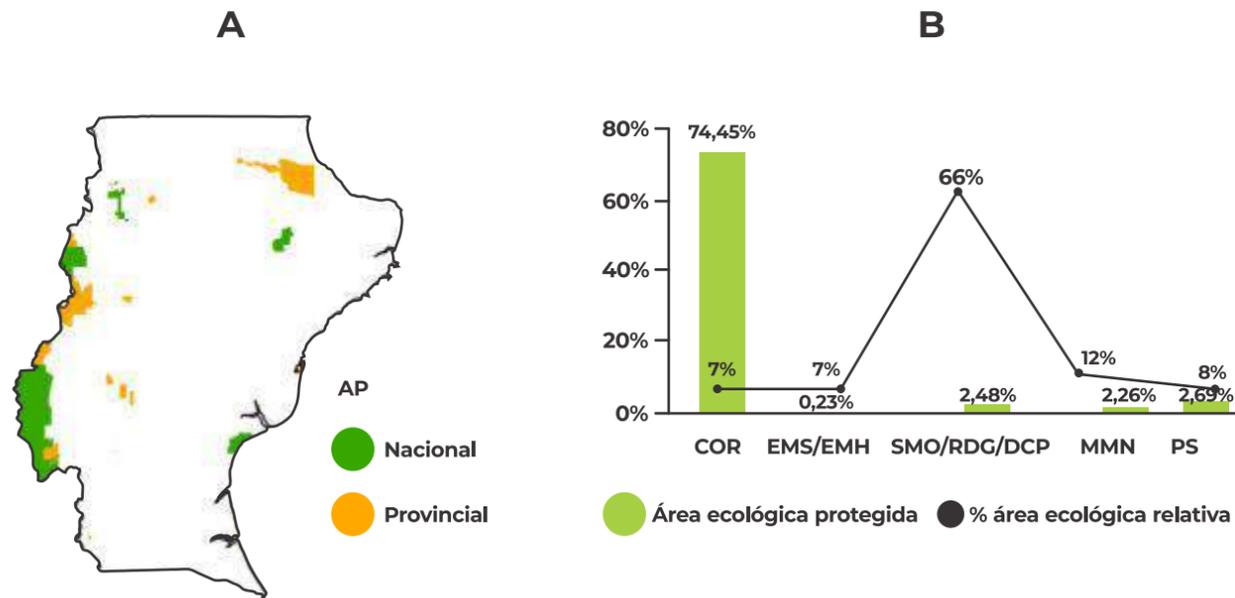


Figura 4. Áreas protegidas del área de estudio. (A) Mapa de las áreas protegidas clasificadas según su administración en nacionales (negro) y provinciales (gris), (B) Porcentaje (%) de áreas ecológicas dentro de áreas protegidas y en la provincia de Santa Cruz.



Gestión de los recursos naturales basado en los servicios ecosistémicos

El marco conceptual de los servicios ecosistémicos, parte de una concepción no dicotómica de las relaciones entre sociedad y ecosistemas, lo cual determina un socio-ecosistema compuesto por un subsistema biofísico, económico-productivo y socio-político-cultural (Peri et al. 2021a). En este contexto, los principales problemas en la gestión de los recursos naturales y el medio ambiente involucran diferentes tomas de decisiones, ya sea privada o pública, sobre la planificación, organización, dirección y control que deben tomarse entre acciones alternativas para lograr un objetivo (Conroy y Peterson 2013). La toma de decisiones basadas en los servicios ecosistémicos, como un nuevo paradigma, significa convertir el reconocimiento de los servicios en incentivos e instituciones tales como regímenes, procesos y normas de política establecidos, que guiarán inversiones y acciones inteligentes para conservar el capital natural a gran escala (Daily y Matson 2008). Sin embargo, las formas a través de las cuales el conocimiento de los servicios ecosistémicos se integra en los recursos naturales y la toma de decisiones ambientales son complejas. Este enfoque desafía de muchas maneras los procesos típicamente de arriba hacia abajo, tecnocráticos y lineales que caracterizan gran parte de la formulación de políticas en todo el mundo. En primer lugar, este enfoque requiere una visión sistémica de los problemas ambientales, mientras que, en la actualidad, los problemas tienden a abordarse de manera fragmentada. Por ejemplo, la ordenación forestal y el manejo de los pastizales naturales, no consideran fuertemente el rol de estos ecosistemas en la regulación del suministro de agua y las externalidades que produce en los cursos de agua. En segundo lugar, este enfoque es intrínsecamente participativo. Generalmente las políticas de arriba hacia abajo como la creación centralizada de áreas protegidas públicas no consideran procesos participativos. En tercer lugar, el uso de los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones requiere del análisis de las interacciones entre el sistema ecológico y el sistema social. Por ejemplo, las decisiones son importantes no solo para la

protección de un recurso (agua, suelo, bosque) o un ecosistema (pastizal, humedal, bosque) sino también para el bienestar de las personas. La toma de decisiones que adopta a los servicios ecosistémicos está comprometida a generar no solo resultados de conservación, sino también resultados de bienestar.

En este contexto, se espera que el uso de este enfoque proporcione nuevos conocimientos de los componentes del sistema a ser consideradas en relación a la política, la sensibilidad de los servicios relacionados a los factores naturales o sociales de cambio, los métodos apropiados para la evaluación de los mismos y la viabilidad de implementación en la práctica (Beaumont et al. 2017). La evaluación implica al menos tres pasos: (i) identificación de los servicios y beneficiarios claves, (ii) representación espacial de los servicios y sus beneficiarios, y (iii) valoración de los mismos. La evaluación de los servicios ecosistémicos tiene como objetivo reducir el deterioro de la biodiversidad y los ecosistemas, y a la vez mejorar la toma de decisiones a través de la generación de conocimiento sobre las funciones de los ecosistemas y su contribución a la

sociedad en general y al sector productivo (Abson et al. 2014). La cuantificación generalmente se refiere a la evaluación de la oferta de servicios, mientras que la valoración se asocia con el lado de la demanda. La valoración de los los servicios es útil para las decisiones que tomamos como sociedad sobre los ecosistemas naturales y se puede expresar en términos monetarios, tiempo, unidades laborales e indicadores energéticos (Fioramonti 2014).

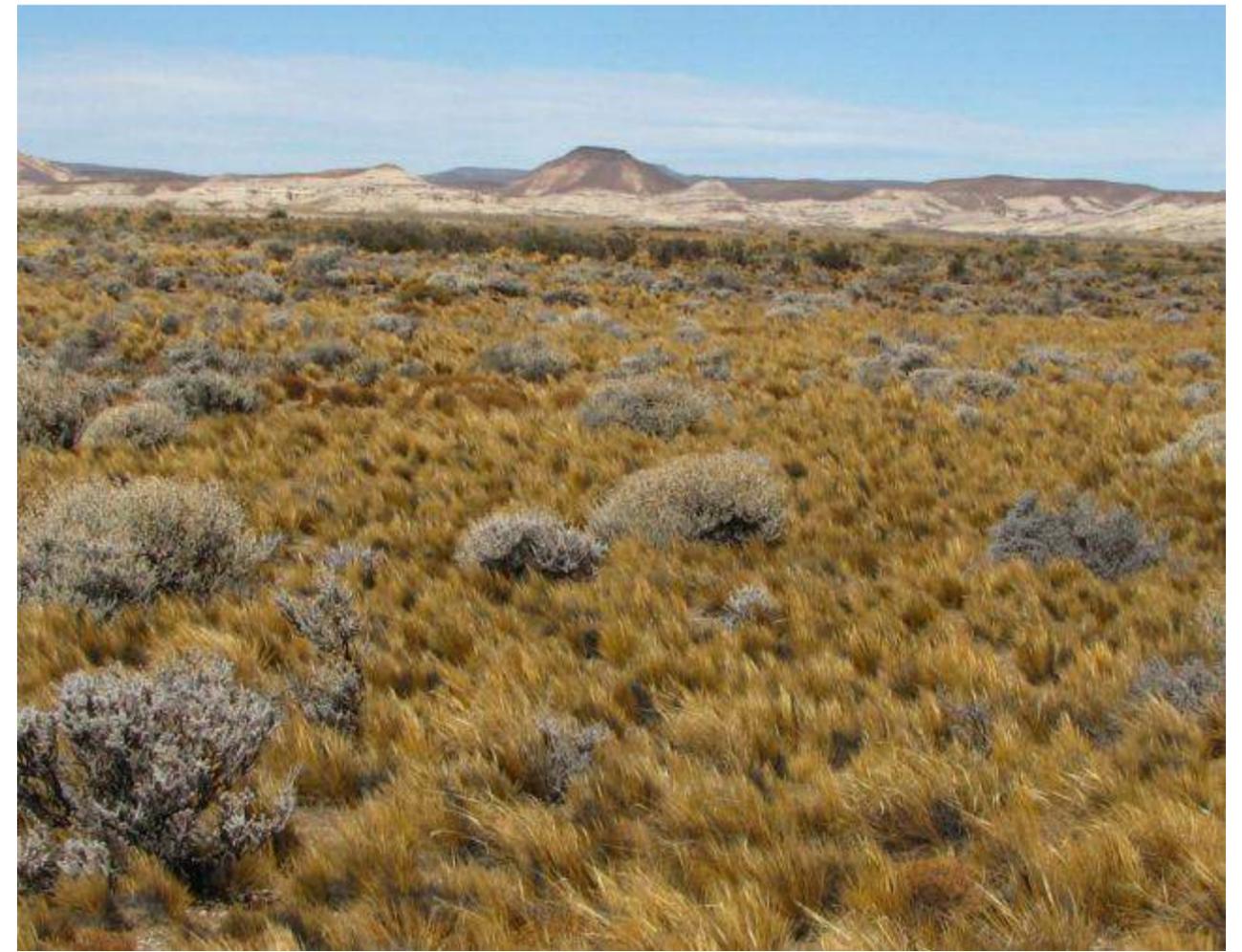
Para la toma de decisiones, la integración entre sectores y formuladores de políticas es fundamental para la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales, el bienestar humano a largo plazo y el desarrollo sostenible (Fig. 5) (Franks et al. 2014). El marco institucional determina el tipo de gobernanza, que puede mostrar diferentes grados de centralización (desde los procesos de arriba hacia abajo hasta los de abajo hacia arriba) y las relaciones de poder entre las partes interesadas. El contexto institucional crea instrumentos legales y apoya aquellas herramientas que definen la efectividad, eficiencia y equidad de las políticas. Estas relaciones resultan en limitaciones u oportuni-

des para la toma de decisiones que afectan a los servicios ecosistémicos. La gestión sostenible de los ecosistemas también requiere información sobre las actitudes y percepciones de las partes interesadas sobre los servicios ecosistémicos. Por ejemplo, Smith y Sullivan (2014) informaron que los agricultores dentro de los paisajes agrícolas se consideran a sí mismos como partes interesadas importantes en el manejo de los recursos naturales y perciben varios servicios como importantes para la productividad y la sostenibilidad. Entre otros resultados, la toma de decisiones apunta a fortalecer las sinergias y minimizar las compensaciones (trade-off) entre los servicios ecosistémicos y entre los beneficiarios en diferentes escalas espaciales (Gorg y Rauschmayer 2009) (Fig. 5). En muchos casos, un aumento en un servicio (por ejemplo, producción de alimentos) puede afectar negativamente la provisión de otros (calidad del agua potable), lo que representa una compensación entre múltiples servicios ecosistémicos.

Por otro lado, un aumento en un servicio (producción de miel) puede afectar positivamente la provisión de otros (producción de frutas) que generalmente se perciben como sinérgicos. La participación de las partes interesadas en la toma de decisiones y la evaluación de los servicios ecosistémicos es importante para comprender sus valores y necesidades (Menzel y Teng 2009). Se puede esperar que los diferentes grupos de partes interesadas tengan diferentes perspectivas sobre la importancia relativa de los diferentes servicios (Vermeulen y Koziell 2002), lo cual determinaría que sus acciones y poder relativo conduzcan a resultados de conservación muy diferentes. Felipe-Lucia et al. (2015) demostraron la relevancia de las relaciones de poder para determinar el acceso a los servicios y sus impactos potenciales en sus flujos. Según estos autores, identificar y focalizar tales relaciones de poder es esencial para delinear políticas sólidas de gestión ambiental reduciendo las compensaciones entre los servicios ecosistémicos y, por lo

tanto, las desigualdades y conflictos sociales. La integración de este concepto en los procesos de planificación y formulación de políticas puede requerir la integración política vertical entre los diferentes niveles de las instituciones gubernamentales (internacional, nacional, regional y local), así como la integración horizontal entre diferentes sectores (ganadero, urbano y turístico) con objetivos generalmente contrapuestos (Saarikoski et al. 2018). En este contexto, los enfoques colaborativos (concepto de gobernanza de abajo hacia arriba) son una buena opción que enfatiza la importancia de la acumulación de conocimientos, el aprendizaje colectivo y la sensibilidad a los cambios en el marco de la gobernanza adaptativa de los sistemas socio-ecológicos (Fraser et al. 2006). En la Patagonia, se están produciendo cambios profundos que afectan las funciones claves de los ecosistemas y, en última instancia, el bienestar humano. Esto se debe, al menos en parte, al hecho de que la mayoría de los servicios ecosistémicos no

son reconocidos y valorados en las decisiones económicas (producción y transacción), políticas gubernamentales y prácticas de gestión. Históricamente, los mercados se han centrado en gran medida en el aprovisionamiento de servicios (ej. productos de madera, ganado y pescado) mientras se descuidan las funciones interdependientes de los servicios de regulación (ej. la erosión del suelo y el control del clima), los servicios de soporte (ej. el ciclo de nutrientes) y los servicios culturales (ej. recreación, identidad local y turismo).



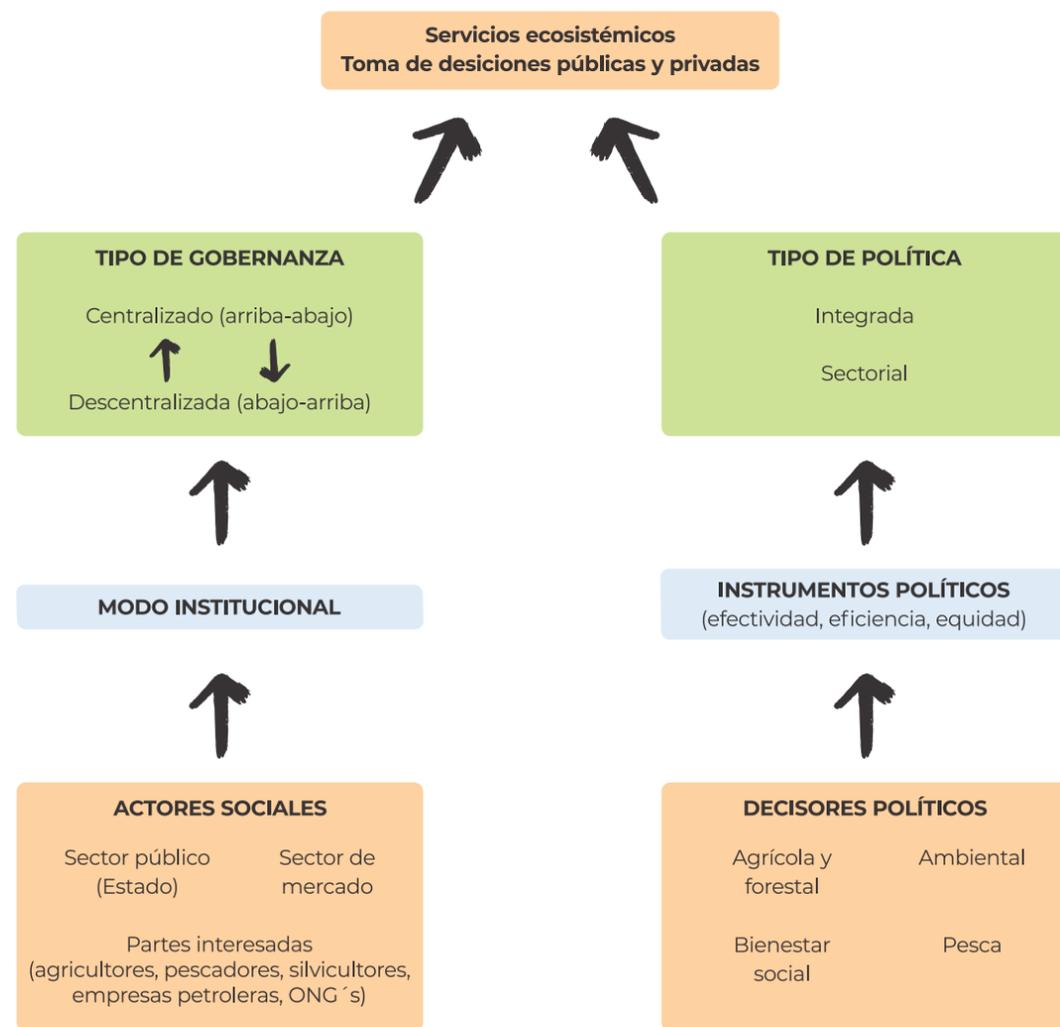


Figura 5. Relaciones entre actores sociales y formuladores de políticas para una mejor toma de decisiones que pueda influir en la provisión de servicios ecosistémicos (Adaptado de Peri et al. 2021a).

Por otro lado, Peri et al. (2021b) resaltan y analizan la importancia de las percepciones de los diferentes actores sobre los servicios ecosistémicos de los recursos naturales, el bienestar y la conexión con la naturaleza a nivel regional en la provincia de Santa Cruz. La Tabla 1 muestra los resultados donde se compararon las percepciones de los servicios ecosistémicos vulnerables de grupos locales dependientes de la provisión de servicios ecosistémicos, los grupos que no dependían directamente de dichos servicios y un tercer grupo relacionado con un alto grado en la toma de decisiones sobre los servicios ecosistémicos. Tanto grupos locales como el grupo de tomadores de decisiones percibieron los servicios de aprovisionamiento (principalmente ganado, agua dulce, madera, pesca) y de regulación (control de la erosión, hábitat de especies y regulación del clima) como importantes (Tabla 1).

Aunque todos los grupos percibieron los servicios culturales de existencia y educación ambiental como importantes, el conocimiento tradicional fue significativamente más relevante para los locales dependientes de la provisión de servicios ecosistémicos (Tabla 1).

Tabla 1: Importancia percibida de los servicios ecosistémicos para el bienestar considerada por las partes interesadas, en porcentaje (%), y diferencias entre las partes interesadas calculadas por la prueba de Kruskal-Wallis (Adaptado de Peri et al. 2021b).

Servicios Ecosistémicos	ACTORES			Kruskal-Wallis
	Alto grado de influencia en la toma de decisiones	Locales que dependen del aprovisionamiento de SE	Locales que no dependen del aprovisionamiento de SE	
Provisión				
Agricultura tradicional	12,5	7,8	13,6	X ² = 0,39
Agricultura intensiva	18,8	14,1	10,2	X ² = 0,35
Ganadería	18,8	20,3	21,6	X ² = 0,20
Pesca y mariscos	18,8	29,7	14,8	X ² = 2,58
Aprovechamiento forestal	6,3	3,1	10,2	X ² = 0,56
Materiales de construcción	0,0	1,6	5,7	X ² = 0,25
Agua	31,3	37,5	39,8	X ² = 0,18
Energía limpia	12,5	10,9	15,9	X ² = 0,31
Madera	31,3	25,0	22,7	X ² = 0,22
Productos medicinales	12,5	7,8	8,0	X ² = 0,06
Regulación				
Regulación climática	37,5	23,4	19,3	X ² = 1,64
Hábitat para especies	37,5	31,3	30,7	X ² = 0,32
Regulación del agua	6,3	18,8	27,3	X ² = 2,18
Control de erosión	37,5	26,6	38,6	X ² = 1,07
Fertilidad del suelo	43,8	23,4	23,9	X ² = 1,46
Reducción riesgo de especies invasivas	0,0	4,7	8,0	X ² = 0,31
Polinización	0,0	1,6	4,5	X ² = 0,15
Cultural				
Existencia	31,3	29,7	23,9	X ² = 0,33
Conocimiento tradicional	12,5	42,2	26,1	X ² = 4,47**
Tranquilidad y relajación	25,0	14,1	18,2	X ² = 0,58
Identidad local	0,0	12,5	11,4	X ² = 0,64
Educación ambiental	37,5	17,2	23,9	X ² = 1,45
Conocimiento científico	12,5	12,5	13,6	X ² = 0,01
Turismo en naturaleza	0,0	7,8	5,7	X ² = 0,24
Caza recreacional	12,5	20,3	15,9	X ² = 0,37
Pesca recreacional	18,8	18,8	10,2	X ² = 1,01
Turismo rural	18,8	14,1	6,8	X ² = 0,92

Las decisiones deberían seguir una meta u objetivos concretos de manera que sean significativos para los residentes locales y las partes interesadas, como promover la sostenibilidad, promover el bienestar humano o lograr una mejor gestión de los recursos naturales, pero también los procedimientos involucrados en el proceso de toma de decisiones en sí, enfocándose sobre procesos públicos de inclusión y consensos (Norton 2005). Aunque existe una pluralidad de valores asociados con los servicios ecosistémicos de los recursos naturales de la provincia de Santa Cruz, que son complejos y multifacéticos, la información sociocultural proporciona insumos importantes en las negociaciones, permitiendo a los diferentes actores comparar los impactos positivos y negativos de varias opciones para la gestión de los servicios ecosistémicos.

En este contexto, este libro tiene como objetivo revelar la importancia de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para sostener los beneficios de los recursos naturales y el bienestar humano, y detectar los factores que contribuyen a su deterioro.



Capítulo 2

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 alimentos, madera y fibras, algunos de los bienes más fácilmente identificables de los ecosistemas (MEA 2005).

Sin embargo, también son considerados los servicios que mayores conflictos generan con la conservación de otros servicios y la biodiversidad, debido a los tipos de manejo en los cuales estos servicios son aprovechados.

Para evaluar estos servicios ecosistémicos se elaboraron diferentes mapas con indicadores de servicios ecosistémicos de provisión relacionados a las divisiones de nutrición, producción de materia-fibra y a la producción petrolera.

Para evaluar los servicios de provisión se elaboraron: (i) dos mapas indicadores relacionados a la nutrición y materia-fibra, considerando la producción de cordero ($\text{gr cordero}/\text{m}^2/\text{año}$) y lana ($\text{gr lana}/\text{m}^2/\text{año}$) a escala regional a partir de 120 parcelas de la red PEBANPA (Peri et al. 2016c); (ii) un mapa indicador relacionado a la producción petrolera, a partir de 21.426 pozos petrolíferos provenientes de la base de datos de la Secretaría de Producción petrolera (www.datos.minem.gob.ar). Para esto se calculó la densidad de pozos petroleros para toda la provincia de Santa Cruz a partir de la herramienta "point density" en un Sistema de Información Geográfico (SIG); (iii) un mapa indicador asociado a la división nutrición a partir de la creación de un índice de potencial silvopastoril para los bosques de *Nothofagus antarctica* (ñire), usando mapas de producción de biomasa del sotobosque (kgMS/ha) y volumen total con corteza (m^3/ha) para los bosques de ñire (Peri y Ormaechea 2013); (iv) un mapa indicador relacionado a la división material-fibra a partir del volumen total sin corteza (m^3/ha) para los bosques de *N. pumilio* (lenga) y mixtos siempreverde, usando 147 unidades de muestreo del inventario forestal de la provincia de Santa Cruz (Peri et al. 2019a). Para modelar los mapas de producción de cordero, lana y volumen total sin corteza se utilizó un SIG, donde fueron integrados todos los puntos de muestreo, y se contrastaron con 40 variables climáticas, topográficas y de paisaje.

Para las variables climáticas ($n = 21$), se utilizaron las 19 variables bioclimáticas del WordClim, y ade-

más se analizaron el índice de aridez global y evapotranspiración global. Para las variables topográficas ($n = 8$) se trabajó con el modelo digital de elevaciones (www.asterweb.jpl.nasa.gov), luego se obtuvo la pendiente y finalmente se calculó la función seno-coseno (E-O y N-S).

Además, se calcularon las distancias a ríos, lagos y lagunas, caminos y localidades a partir de información digital generada en el Sistema de Información Territorial (SIT-Santa Cruz) www.spm.sit-santacruz.gob.ar. Las variables relacionadas al paisaje ($n = 11$) fueron, el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y productividad primaria neta anual, ambas descargadas desde www.modis.gsfc.nasa.gov, y el índice de desertificación regional. Además, 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 las capas de bosque total, bosques de ñire, lenga y guindo y bosque mixto. Finalmente, a partir de la capa de bosque total se calcularon métricas de paisaje usando el software Fragstat, a partir de la cual se calculó la densidad de borde considerando una profundidad de 90 m, índice del parche más largo y área del núcleo. Posteriormente, las variables seleccionadas fueron empleadas en ajuste de modelos lineales.

Finalmente, en el SIG se integraron los modelos obtenidos para toda la provincia de Santa Cruz de modo de obtener los citados mapas, eliminando los sectores de suelo desnudo, campos de hielo y cuerpos de agua (Lillesand y Kiefer 2000), áreas categorizadas en color rojo por la Ley n° 26.331, áreas protegidas y elevaciones mayores a 1200 m.s.n.m donde no se realizan estas actividades productivas. Cabe destacar que al mapa de densidad de pozos petroleros no se le aplicó la máscara para eliminar áreas protegidas, debido a que esta actividad se puede realizar dentro de estas áreas (Ley n° 2.185 de la reserva provincial Mesera Espinosa y El Cordón).

En toda la provincia de Santa Cruz, la producción de cordero presentó un promedio de $0,33 \text{ g}/\text{m}^2/\text{año}$ y varió de $0,25$ a $0,69 \text{ g}/\text{m}^2/\text{año}$, mientras que la producción de lana presentó una producción promedio de $0,11 \text{ gr}/\text{m}^2/\text{año}$ y varió de $0,11$ a $0,19 \text{ gr}/\text{m}^2/\text{año}$ (Peri et al. 2021c).

Ambos mapas mostraron patrones similares, donde los valores altos se observaron en el eco-



tono entre los bosques de *Nothofagus antarctica* y los pastizales hacia el suroeste, y los valles fluviales y humedales donde dominan los pastizales más productivos, mientras que los valores más bajos, se observaron en el noreste y centro de la provincia (Fig. 6A y 6B).

Por otra parte, el mapa de densidad de pozos petroleros presentó un promedio de 0,09

pozos/m² y los valores fluctuaron desde 0,00 (sin pozos petrolíferos) a 8,44 pozos/m² donde se encuentra la máxima densidad (Fig. 6C).

Los máximos valores 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.

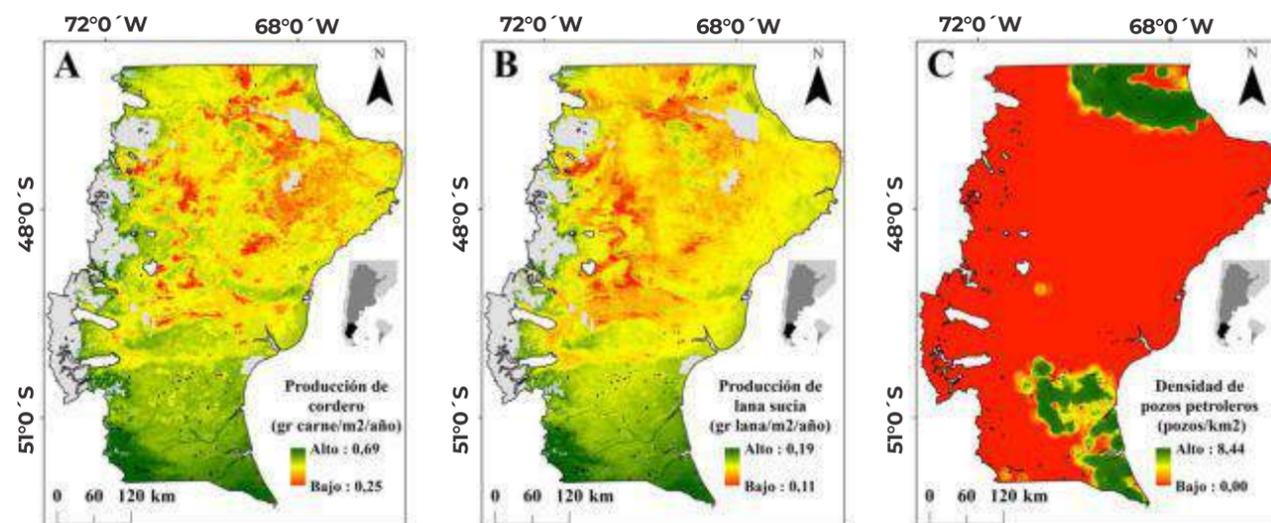
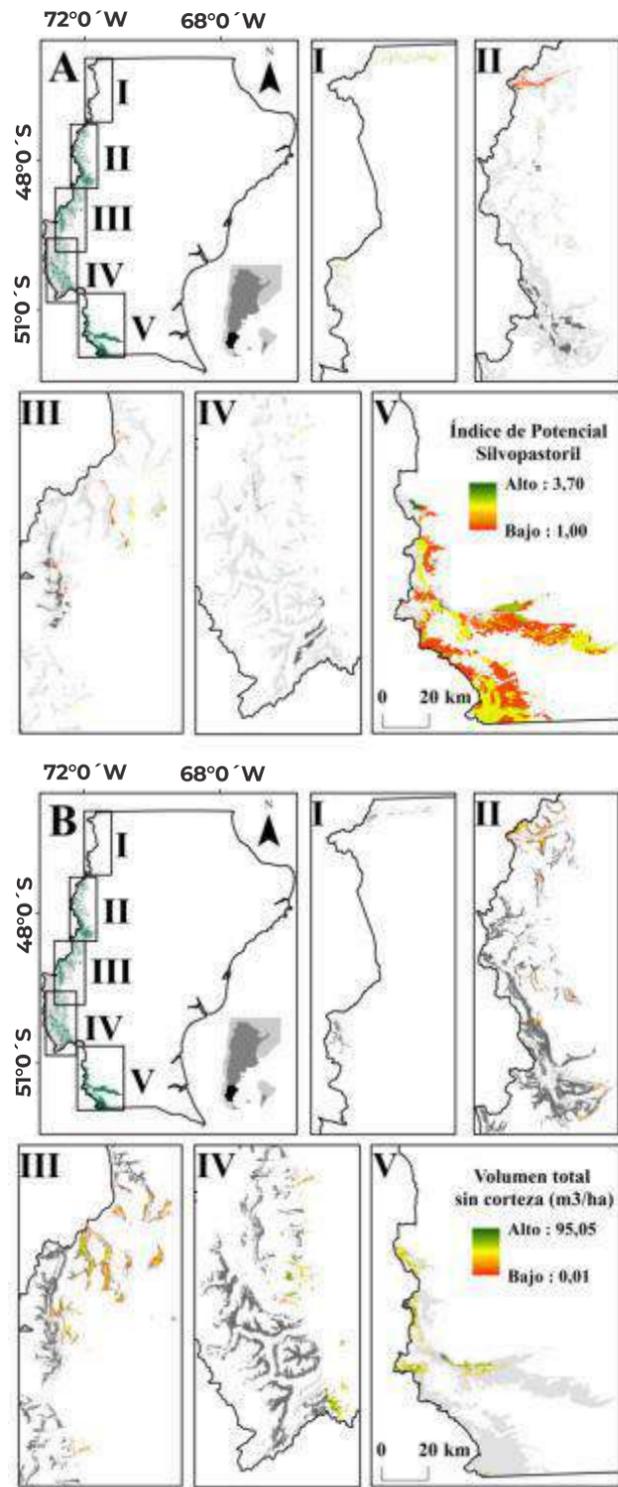


Figura 6. Mapas indicadores de servicios ecosistémicos de provisión para la provincia de Santa Cruz. Donde, en rojo se muestran los menores valores y en verde los mayores valores. (A) Producción de cordero (gr/m²/año), (B) Producción de lana sucia (gr lana/m²/año) y (C) densidad de pozos petroleros (pozos/km²). Las áreas sin actividad ganadera (valor = 0) se identifican en gris (NDVI <0.05, ELE >1200 m.s.n.m., áreas protegidas y bosques de *Nothofagus pumilio* y bosque mixto siempreverde).

En cuanto a los mapas indicadores de servicios ecosistémicos relacionados a los bosques de *Nothofagus*, se observa que, el mapa del índice de potencial silvopastoril de los bosques de ñire (Fig. 7A) presentó un valor promedio de 0,01 y los valores variaron entre 1,00 y 3,70. Hacia el norte se observan valores medios (Fig. 7AI), mientras que hacia la zona de Río Chico y Lago Argentino Norte, el índice presentó valores medios a bajos en los bosques cercanos a la estepa (Fig. 7AII y III). En el área del Lago Argentino Sur (Fig. 7AIV), los bosques de ñire presentaron valores bajos, y se encuentran principalmente en la zona ecotonal con el Pastizal Subandino. Finalmente, en la zona de Güer Aike, el índice presentó hacia el norte los valores más altos, así como la zona ecotonal con la estepa, mientras

que hacia el sur los valores fueron intermedios a bajos (Fig. 7AV). El modelado del indicador de volumen total sin corteza para los bosques de lenga y mixtos siempreverde, presentó un valor promedio de 0,06 m³/ha, fluctuando entre 0,01 y 95,05 m³/ha (Fig. 7B) (Peri et al. 2019a). Hacia el norte de la provincia (Lago Buenos Aires) los bosques no presentaron valores del indicador (Fig. 8AI), mientras que hacia la zona de Río Chico y Lago Argentino Norte, los bosques presentaron valores medios a bajos (Fig. 7AII y III) 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 (Fig. 7AIV y V) los bosques presentaron valores medios a altos, principalmente en las zonas de ecotono con la estepa.





Al analizar los servicios ecosistémicos de provisión a través de las áreas ecológicas (Tabla 2), se puede observar que la producción de cordero presenta los valores más altos en las Estepas Magallánicas Húmedas y Secas del sur (0,49 gr/m²/año), seguidos por el Matorral de Mata Negra (0,39 gr/m²/año). Las áreas esteparias del norte presentaron valores medios (0,33 gr/m²/año), seguido por el Pastizal SubAndino (0,24 gr/m²/año). El Complejo Andino presentó los valores más bajos de producción de cordero (0,13 gr/m²/año). Siguiendo este mismo patrón, la producción de lana sucia mostró los valores más altos en las estepas del sur (0,15 gr/m²/año), seguidos por el Matorral de Mata Negra (0,13 gr/m²/año) y las áreas esteparias del norte (0,12 gr/m²/año). Finalmente, los valores más bajos de producción de lana sucia se observaron en el Pastizal SubAndino (0,08 gr/m²/año) y en el Complejo Andino (0,04 gr/m²/año). Por otra parte, la densidad de pozos petroleros presentó un patrón inverso, donde los valores más altos se observaron en las áreas esteparias del norte (0,12 pozos/km²), mientras que las estepas del sur y el Matorral de Mata Negra presentaron valores medios (0,03 pozos/km²) y las áreas cordilleranas no presentaron pozos petroleros. En cuanto a los indicadores relacionados a los bosques de Nothofagus, el índice de potencial silvopastoril de los bosques de ñire presentó los valores más altos en el Complejo Andino (8,32) seguido por aquellos bosques insertos en las estepas del sur (4,09) mientras que los valores más bajos se encontraron en el Matorral de Mata Negra (0,23), Pastizal SubAndino (0,08) y las áreas esteparias del norte (0,02). El indicador volumen total sin corteza de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes, presentó los valores más altos en el Complejo Andino (0,60 m³/ha), mientras que los bosques distribuidos en las otras áreas ecológicas presentaron los valores más bajos.

Figura 7. Mapas indicadores de servicios ecosistémico de provisión para los bosques de la provincia de Santa Cruz. Donde, en rojo se muestran los menores valores y en verde los mayores valores. (A) Índice de potencial silvopastoril en los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) y (B) volumen total sin corteza (m³/ha) en los bosques de lenga (*N. pumilio*) y mixtos siempreverdes. Gris = bosques categorizados en rojo y áreas protegidas (valor = 0,0) y gris claro = otros bosques de *Nothofagus*. (I) Lago Buenos Aires, (II) Río Chico, (III) Lago Argentino Norte, (IV) Lago Argentino Sur, (V) Güer Aike.

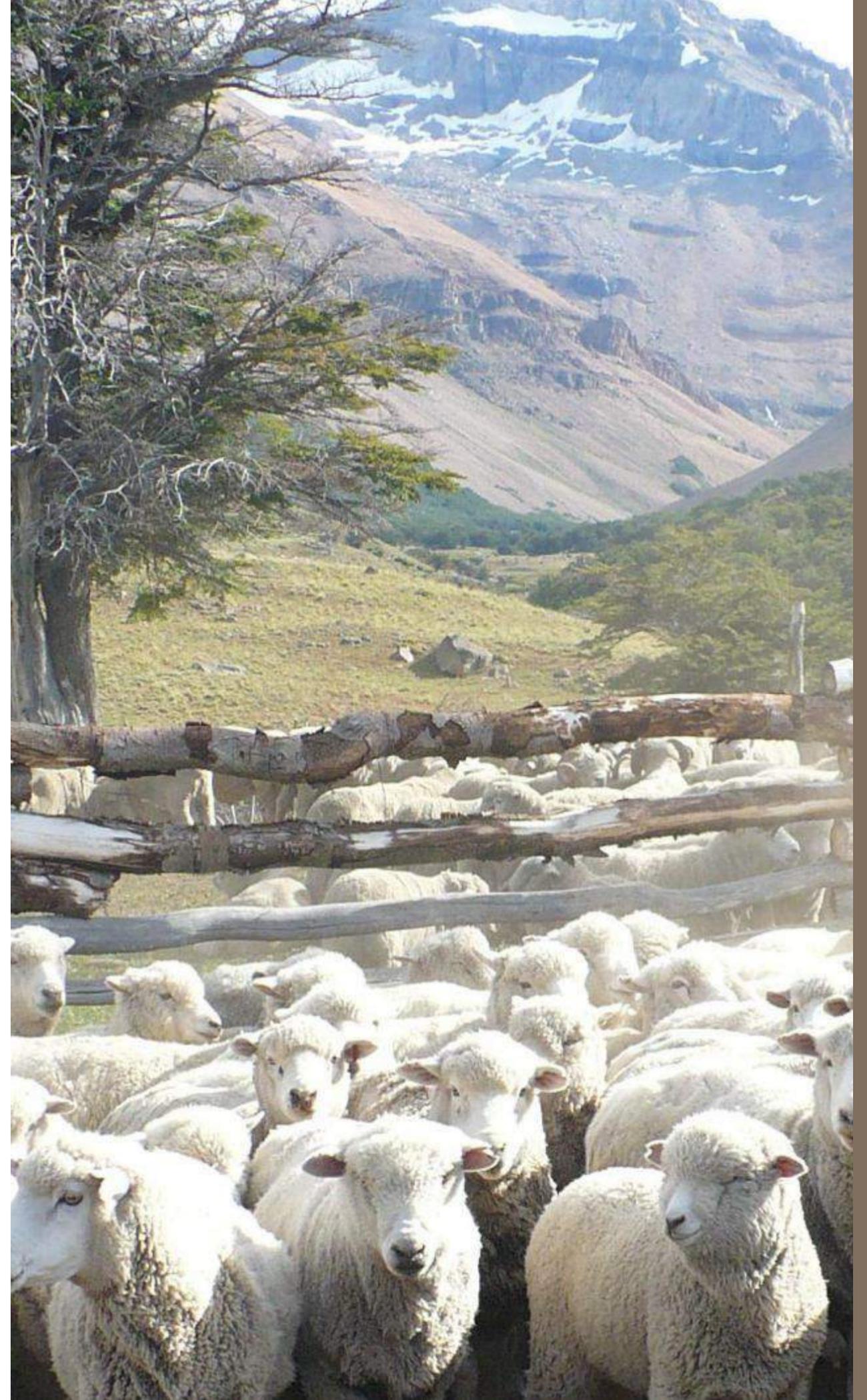


Tabla 2: Valores medios de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos de provisión según áreas ecológicas. Dónde: PC = Producción de cordero (gr/m²/año), PLS = Producción de lana sucia (gr/m²/año), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³/ha), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos/km²). 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 DE PROVISIÓN					
ÁREA ECOLÓGICA	PC (gr/m ² /año)	PLS (gr/m ² /año)	DPP (pozos/km ²)	IPS	VTSC (VTSCm ³ /ha)
COR	0,13	0,04	0,00	8,32	0,60
EMH-EMS	0,48	0,15	0,03	4,09	0,21
SMO-DCP-RDG	0,33	0,12	0,12	0,02	0,00
MMN	0,39	0,13	0,03	0,23	0,05
PS	0,24	0,08	0,00	0,08	0,04
TOTAL	0,33	0,11	0,09	0,01	0,06

En la provincia de Santa Cruz, la producción ganadera extensiva de carne y lana es la principal actividad agropecuaria que se realiza en los pastizales naturales donde prevalece el pastoreo continuo con cargas fijas y en grandes potreros (1000 a 5000 ha.) y descansos rotacionales (Peri et al. 2013; Ormaechea et al. 2013). En este sentido, la ganadería juega un papel importante en la provisión de servicios ecosistémicos al transformar el pasto y hierbas en alimentos nutritivos para el consumo humano y materiales de fibra de origen animal (carne, lana). A pesar de que esta actividad se realiza desde el año 1880 (Coronato 2015), pocos estudios locales se han realizado para determinar el impacto de la ganadería sobre estos ambientes (Peri et al. 2016a). La producción ganadera depende fuertemente de los factores ambientales y del tipo de manejo que se aplique, debido a que puede afectar la eficiencia reproductiva y el desempeño animal (Jobbágy et al. 2002; González et al. 1997). La importancia de estos indicadores, se debe a que la producción de alimentos y lana determinan los ingresos y el empleo en áreas como la Patagonia. En los últimos 70 años, el pastoreo intensivo ha reducido notablemente la diversidad y la cobertura de las plantas vasculares, ha disminuido la disponibilidad y la calidad del forraje, ha facilitado la invasión de especies exóticas e invasoras y ha aumentado la degradación y la desertificación del suelo en los pastizales patagónicos (Aguilar y Sala 1998; Trier et al. 2020). Las condiciones de pastoreo intensas amenazan el futuro de la productividad ganadera y, por lo tanto, amenazan el bienestar a largo plazo de la econo-

mía local. De hecho, se han informado consecuencias negativas (ej. desertificación) debido al pastoreo excesivo (Del Valle et al. 1998; Peri et al. 2016a, 2016c; Trier et al. 2020) y los cambios climáticos en la estepa. En este contexto, los principales tomadores de decisiones de la región han promovido el desarrollo de prácticas sustentables que permitan mantener este servicio de provisión. Por ejemplo, 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 las tierras (Peri et al. 2016a). La obtención de estos mapas relacionados a la ganadería permite alcanzar una mayor información sobre cómo se encuentra distribuido este servicio de provisión 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). Por otro lado, la actividad petrolera presentó un importante crecimiento en la provincia de Santa Cruz tras su descubrimiento en el año 1907 en la Patagonia (Coronato 2015), permitiendo diversificar la actividad productiva, aumentar la oferta de empleo y los ingresos en la provincia. Esta actividad minera se concentra principalmente hacia el extremo norte, en la cuenca Golfo San Jorge pre-



sentando más de 20.000 pozos y cuya principal extracción es de petróleo y hacia el extremo sur, en la cuenca Austral presentando más de 1.500 pozos con producción gasífera. A través de los años, la actividad petrolera presentó altibajos en su exploración, explotación y producción, influenciados principalmente por las decisiones políticas (ej. privatización), altos costos de explotación, necesidad de inversión nacional e internacional y valores de mercado (Scheimberg 2007). A pesar de que la producción petrolera es una actividad puntual, son importantes los impactos que se generan sobre el paisaje, siendo significativa la remoción de la vegetación en el área donde se realiza la extracción, así como en las redes de caminos, ductos y sísmicas de exploración. Así mismo, la constante exploración y puesta en funcionamiento de nuevos pozos petrolíferos, trae aparejado el abandono de muchos pozos que quedan fuera de funcionamiento y cuya regulación suele ser escasa e insuficiente a la luz de la protección ambiental, los cuales se encuentran regulados por el estado nacional bajo la resolución n° 5/95 de la Secretaría de Energía, Transporte y Comunicaciones de la Nación. El abandono de los pozos incluye, la clasificación de abandono (temporario o definitivo), un taponamiento adecuado necesario para garantizar la protección exitosa del suelo y subsuelo, evi-

tando la pérdida de fluidos hacia otras estructuras geológicas o contaminación de napas freáticas. Además, se debe considerar el desmantelamiento de las instalaciones, estructuras y tuberías existentes, estimulando la recuperación del suelo y posterior revegetación. Estas últimas consideraciones son de gran importancia, debido a que, 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), donde la mayor actividad se encuentra dentro de la reserva provincial Meseta Espinosa y El Cordón y dentro del parque nacional Monte León (Tabla 3). Esta particularidad, puede generar grandes impactos sobre la biodiversidad dentro de las áreas protegidas, por ejemplo, algunos estudios indican que luego de finalizada la actividad existe una recuperación de la vegetación, principalmente sobre las redes sísmicas, siendo más lenta en las áreas puntuales de extracción (Fuda et al. 2018). 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; Peri et al. 2021d).

Tabla 3: Valores medios de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos de provisión según conservación. Dónde: PC = Producción de cordero (gr/m²/año), PLS = Producción de lana sucia (gr/m²/año), IPS = Índice de potencial silvopastoril (adimensional), VTSC = Volumen total sin corteza (m³/ha), DPP = Densidad de pozos petroleros (pozos/km²).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE PROVISIÓN					
PROTECCIÓN	PC (gr/m ² /año)	PLS (gr/m ² /año)	IPS	VTSC (VTSCm ³ /ha)	DPP (pozos/km ²)
PROTEGIDO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,24
NO PROTEGIDO	0,35	0,12	0,89	0,09	0,09

A pesar de que alguna vez las estepas patagónicas fueron considerada ecosistemas productivos, durante los últimos años se ha generado una extensa degradación de los mismos (Galluscio et al. 1998). Las condiciones de pastoreo intensas, así como la actividad petrolera, amenazan el futuro de la productividad, el bienestar a largo plazo de la economía local y la conservación de la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos. Por ejemplo, desde principios del siglo XX, las poblaciones de ovejas se han reducido a la mitad y se han abando-

nado más de 500 establecimientos ganaderos (Borrelli et al. 2005; Coronato et al. 2015). Se requieren cambios estructurales significativos para lograr un uso sustentable de los pastizales patagónicos, junto con productos competitivos, diversificados y de alta calidad. Así mismo, se requieren de extrategias de extracción petroleras adecuadas que respeten la biodiversidad de las áreas protegidas y estimulen la recuperación de la vegetación. En este sentido, los resultados de la producción de lana, cordero y petróleo pueden ayudar a las partes



interesadas y a los responsables políticos a adoptar prácticas de gestión sostenible con el objetivo de aumentar la eficiencia de la producción animal y petrolera. Los sistemas ganaderos extensivos comunes en la Patagonia dan como resultado una baja eficiencia de producción donde el uso irregular de los pastizales por parte de los herbívoros domésticos es uno de los problemas más comunes que enfrentan el manejo del pastoreo (Vallentine 2001; Holenchek et al. 2010), donde el sistema extensivo continúa desarrollándose principalmente bajo un esquema de mínima intervención del paisaje (Ormaechea et al. 2019a). Así mismo, la alta concentración de la producción petrolera en ambientes tan particulares, pone en riesgo la conservación de especies endémicas (ej. lagartijas) que presentan distribuciones estrechas y de altas especialización. Las decisiones políticas pueden desempeñar un papel importante en entornos áridos y semiáridos al proporcionar herramientas y alternativas para mejorar el rendimiento de estos servicios ecosistémicos.

Respecto a los servicios de provisión de los bosques de *Nothofagus*, históricamente los bosques de ñire han sido utilizados principalmente para la actividad ganadera debido a su cercanía a las áreas abiertas de la estepa. Cabe destacar que, el sistema de producción con bovinos y mixto representa más del 80% de los establecimientos con ñire, donde más del 75% de las estancias presentan un manejo en veranadas e invernadas (Ormaechea et al. 2009). Además, la producción de ovino es afectada por causa de los continuos ataques de predadores que sufren las majadas (ej. pumas, zorros y perros salvajes), los cuales disminuyen considerablemente sus poblaciones y dificulta un sistema de producción rentable (Peri y Ormaechea 2013). 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. 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 para el ganado, mejorando el bienestar animal y los efectos beneficiosos sobre la conservación del suelo (Peri et al. 2016b). Sin embargo, existe una escasa realización de prácticas silvícolas orientadas al manejo silvopastoril, el cual es necesario para aumentar la productividad de los bosques de ñire (Ormaechea et al. 2009). En los últimos años, al igual que para el manejo sustentable en las estepas, se han desarrollado dife-

rentes 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 permiten la regeneración forestal y pautas para la conservación de los ambientes naturales (ej. mantenimiento de la biodiversidad). La ley n° 26.331 promueve el manejo sustentable en los bosques nativos en la Categoría II (amarilla) mediante el establecimiento de criterios e indicadores de manejo sostenible ajustados a cada ambiente y jurisdicción. Acompañado a esta ley, el modelo de gestión de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI) presenta los lineamientos técnicos e indicadores de sustentabilidad para planes foresto-ganaderos en las áreas de bosques nativos. Recientemente, están surgiendo algunos establecimientos (ej. Estancia Morro Chico, zona de Río Turbio) que realizan sus actividades bajo este marco de sustentabilidad y destacan en sus productos el sello de MBGI.

Por otro lado, 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 estos ecosistemas naturales. A pesar de que en la actualidad no hay aserraderos funcionando en la provincia, el uso del bosque de lenga comenzó a principios del siglo XX y hasta el 2001, con pequeños y medianos aserraderos, donde los productos eran destinados principalmente para los mercados de los pueblos y ciudades. Los aserraderos más antiguos se localizaron en cercanía a los Lagos Viedma y Argentino, y luego avanzaron hacia los extremos norte y sur de la provincia, destacándose las actividades en Ea. Stag River debido a la alta demanda de la mina de carbón mineral de Río Turbio y la demanda para infraestructura de las estancias de la zona (Peri et al. 2019a). Sin embargo, en la Patagonia Austral se han desarrollado diferentes propuestas para el aprovechamiento forestal que tienen en consideración la fase de desarrollo de los bosques. Entre los métodos más difundidos se encuentra la corta de protección que tiende a simplificar la estructura forestal. También se practica la corta en agregados y retención variable, que pretende mantener dentro de una matriz de bosques aprovechados (retención dispersa) áreas de bosques intactos en forma de agregados, mante-



niendo el suelo y sotobosque sin impacto de caminos ni maquinarias (Martínez Pastur et al. 2009). Entre los tratamientos intermedios, se destaca el raleo que permite aumentar la tasa de crecimiento en los árboles remanentes jóvenes y acortar la rotación en relación al diámetro final deseado. A pesar de que en la actualidad no se realizan cortas a escala industrial en la provincia de Santa Cruz, hay algunos ensayos de raleos hace más de 20 años en la Ea. Stag River que muestran un incremento del área basal de los árboles bajo diferentes coberturas de copas (Peri et al. 2019a). Mantener la heterogeneidad a nivel regional permite que las especies más sensibles tengan la oportunidad de crecer y/o reproducirse en otras áreas y luego volver a colonizar las áreas afectadas. A pesar de que gran parte de los bosques de lenga se encuentran bajo protección en parques nacionales y/o reservas provinciales, siendo considerados importantes para la conservación de especies (ej. huemul, aves), se han informado que hay 33.812 ha. de pérdida de bosque (Peri et al. 2019a) principalmente en cercanías a las zonas de Río Turbio y 28 de Noviembre, debido a incendios o cortas excesivas conjuntamente con un sobrepastoreo excesivo.

A pesar de la gran importancia que presentan los servicios de provisión en la literatura, existe una gran falta de información en la Patagonia sobre la evaluación de estos tipos de servicios ecosistémicos espacialmente explícitas que se utilizan para apoyar la toma de decisiones. El cálculo de estos indicadores de servicios ecosistémicos de provisión puede ser utilizados como una herramienta para identificar áreas donde se encuentran los valores más altos de provisión de estos servicios y así poder implementar estrategias de manejo que permitan mejorar el aprovechamiento estos servicios. Por ejemplo, la producción de corderos puede mejorarse mediante un uso más uniforme de los pastizales, considerando cargas ganaderas, subdivisión de potreros, suministro de nuevas fuentes de agua que aumenten la productividad de forrajes y la riqueza de especies de plantas, así mismo estas estrategias, atenuarían la degradación de los sitios más preferidos en los pastizales (Bailey et al. 2011; Ormaechea et al. 2019b). Existen diferentes programas y leyes que promueven el mejoramiento de la ganadería ovina a partir de fondos estatales para mejorar la infraestructura, el manejo nutricional y mejoras genéticas, así como premios debido al adecuado corte y enfardado. Entre estos se destacan, el programa del Servicio Nacional de Evaluación de Ovejas (PROVINO) basado en un

acuerdo conjunto entre el Instituto Nacional de Tecnología Agrícola (INTA), la “Ley Nacional de Recuperación de Ovinos” y el Programa Nacional de Calidad de Lana denominado “Prolana”. En cuanto a la actividad petrolera, cabe destacar la ley de Hidrocarburos (n° 17.319) del año 1967 promueve y estipula los lineamientos de la exploración y explotación de este recurso. Sin embargo, respecto a esta actividad hay grandes vacíos relacionados a sus impactos en el medio ambiente y sobre como realizar una producción que sea más compatible con la conservación de la biodiversidad. En este contexto, existen algunas herramientas legales como la resolución MOSP 145/71 que permite a los propietarios exigir la restitución de superficies ocupadas en las mismas condiciones de limpieza y nivelación en que las haya encontrado el permisionario. Tanto la ley de explotación como la resolución sobre pozos abandonados, cuentan con más de 50 años, siendo necesario generar reglamentaciones que incluyan nuevos avances tecnológicos (ej. tipos de materiales para cerrar los pozos) en relación a la protección del medio ambiente. Por otra parte, el aprovechamiento de los bosques de *Nothofagus* puede mejorarse a través del ordenamiento territorial de los bosques nativos basado en su estado y potenciales usos en el paisaje. Esta información combinada con los mapas indicadores de los servicios ecosistémicos permite orientar las prácticas de manejo sobre aquellos bosques que presentan los mayores valores de provisión y que se encuentran enmarcados en Categoría II en la ley n° 26.331. Además, existen diferentes incentivos económicos que permiten generar mejoras en los establecimientos a partir de los POAs (Planes Operativos Anuales) que contempla para los bosques de ñire a MBGI el cual promueve el manejo sustentable de estos bosques. Las diferentes áreas ecológicas se destacan por diferentes servicios ecosistémicos de provisión, donde en las zonas esteparias del sur se destaca la ganadería y en las del norte la actividad petrolera, mientras que en las áreas de bosques de *Nothofagus* se acentúan la producción forestal y silvopastoril. Sin embargo, aunque estos servicios son probablemente los servicios ecosistémicos mejor reconocidos en los ambientes de la provincia de Santa Cruz, ya que contribuyen directamente al bienestar material humano, existen otros servicios (ej. regulación y soporte) que contribuyen indirectamente al bienestar humano al mantener los procesos y funciones necesarios para mantener el flujo de servicios ecosistémicos y también deben ser incorporados en la toma de decisiones de las partes interesadas.





Capítulo 3

Servicios ecosistémicos de regulación y soporte



Dentro de los servicios ecosistémicos, los servicios de soporte son los que brindan las condiciones necesarias para que puedan ocurrir el resto, así como generar una factibilidad de ocurrencia de las especies (ej. condiciones mínimas de habitabilidad) y/o conservación de la diversidad genética, proporcionando espacios vitales para las plantas o animales y conservación de la biodiversidad. Ejemplo de estos servicios son la formación del suelo, la fotosíntesis, la producción primaria, el ciclo de nutrientes y el ciclo del agua. Adicionalmente, otro de los servicios ecosistémicos fundamentales para los sistemas naturales, son los de regulación, cuya existencia por lo general pasa inadvertida y es poco cuantificado en los estudios y monitoreos. Dichos servicios proporcionan amortiguamientos del clima local y regional, mejora la calidad de aire, participa del secuestro y almacenamiento de carbono, la prevención de la erosión, conservación de suelos, polinización y control biológico de plagas. Para evaluar estos servicios ecosistémicos se elaboraron diferentes mapas para la provincia de Santa Cruz con indicadores de servicios de regulación y soporte relacionados al mantenimiento de condiciones físicas, químicas y biológicas asocia-

dos al carbono y nutrientes del suelo (0-30 cm) 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. 2016c), la productividad primaria neta anual, la calidad del hábitat natural y la heterocigosidad genética para bosques. Entre ellos: (i) Un mapa del contenido de carbono orgánico en el suelo, usando 145 puntos de muestreo a campo (Peri et al. 2018). (ii) Un mapa del contenido de fósforo total en el suelo usando 130 puntos distribuidos en un amplio gradiente longitudinal y latitudinal por la provincia de Santa Cruz. (iii) Un mapa del nitrógeno total en el suelo confeccionado a partir de 227 puntos de muestreo (Peri et al. 2019b). Para modelar estos mapas se utilizó un SIG, donde fueron integrados todos los puntos de muestreo, y se contrastaron con variables climáticas, topográficas y de paisaje. Posteriormente, las variables seleccionadas fueron empleadas en ajuste de modelos lineales. En el SIG se integraron los modelos obtenidos para toda la provincia de Santa Cruz de modo de obtener los citados mapas, eliminando los sectores de suelo desnudo, campos de hielo y cuerpos de agua (Lillesand y Kiefer



2000). Asimismo, se elaboraron otros mapas indicadores de la regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas del ecosistema asociado a la fijación del suelo. Para ello, se calculó usando un (iv) cuarto mapa de productividad primaria neta anual entre los años 2000-2009 ($\text{g.m}^2/\text{año}$) de acuerdo con la metodología e información a escala global provista por Zhao y Running (2010). (v) Otro mapa empleado es un indicador de la regulación del ecosistema asociado a la calidad del hábitat natural, que se obtuvo a partir del valor inverso de un mapa de índice de huella humana (Rosas et al. 2021a). Finalmente, se elaboró un mapa (vi) que se relaciona con el mantenimiento del pool genético a partir de la heterocigosidad esperada (He) para los tres tipos forestales presentes en los bosques santacruceños, donde se emplearon 66 puntos de la base de datos de Souto et al. (2015), que luego fueron combinados para obtener un único mapa de He para los bosques de Nothofagus. Esta base de datos incluye 38 poblaciones de lenga y 28 poblaciones de ñire distribuidos en Patagonia Sur. Para la elaboración de los modelos se usó un SIG, donde fueron integrados los valores de He para los bosques de lenga y ñire, y se exploraron variables

climáticas. Para los bosques mixtos siempreverde se utilizó el mismo modelado obtenido en los bosques de lenga, ya que la información disponible para hacer un modelo propio era muy baja (4 poblaciones). Posteriormente, con la pre-selección de variables se ajustaron las ecuaciones. Los modelos obtenidos se integraron en un SIG usando el rango de las variables correspondiente a las zonas muestreadas, y obteniéndose los mapas finales de He para cada tipo forestal. Los ocho mapas de indicadores presentaron fuertes cambios a lo largo del paisaje en la provincia de Santa Cruz (Fig. 8). El mapa del indicador del contenido orgánico en el suelo (Fig. 8A) varió de 0,08 a 16,24 kgC/m^2 , presentando un valor promedio provincial de 5,20 kgC/m^2 . Este 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. Podemos observar que los mayores valores (color verde oscuro) se asocian a sectores de alta producción agropecuaria y forestal, mientras que los sectores con menores valores (color naranja y rojo) tienden a asociarse a los sectores más áridos y de menor productividad.



El mapa del indicador del fósforo total en el suelo (Fig. 8B) fluctuó entre 3,74 y 36,65 gP/m², presentando un valor promedio provincial de 10,75 gP/m². Este 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 predomina las estepas de arbustos bajos. Como podemos apreciar el patrón es el inverso al del carbono en las zonas abiertas (pastizales y arbustales), y es coincidente (valores máximos) en los bosques. El mapa del indicador del nitrógeno total en el suelo (Fig. 8C) presentó un valor promedio provincial de 0,47 kgN/m², variando entre 0,17 y 1,82 kgN/m², y 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. El patrón seguido es bastante distinto que el carbono y el fósforo, por lo que los tres indicadores resaltan distintos aspectos para la regulación y soporte de los servicios ecosistémicos de soporte. El mapa del indicador de la productividad primaria neta anual fluctuó entre

0,10 y 887,7 grC/m²/año a lo largo de la provincia de Santa Cruz, con un valor promedio de 120,5 grC/m²/año. 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 (Fig. 8D). Hacia el centro de la provincia, la productividad disminuyó donde se encuentra una baja cobertura vegetal, principalmente con presencia de arbustos bajos. Este servicio es nulo en zonas de suelo desnudo, rocas, hielo y cuerpos de agua. Finalmente, el indicador del hábitat natural presentó valores promedio de 0,76 donde la mayor superficie de la provincia (53%) presentó altos valores de naturalidad (>0,80). Los valores más altos se encontraron hacia el oeste donde se encuentra la Cordillera de los Andes, en los lugares más inaccesibles predominando los pastizales de altura y bosques de Nothofagus. También se observaron valores altos de hábitat natural (0,95 a 1,00) hacia el centro de la provincia, pero en un paisaje fraccionado con valores bajos (0,00 a 0,36) correspondiente a sitios perturbados con caminos y asentamientos humanos (Fig. 8E).

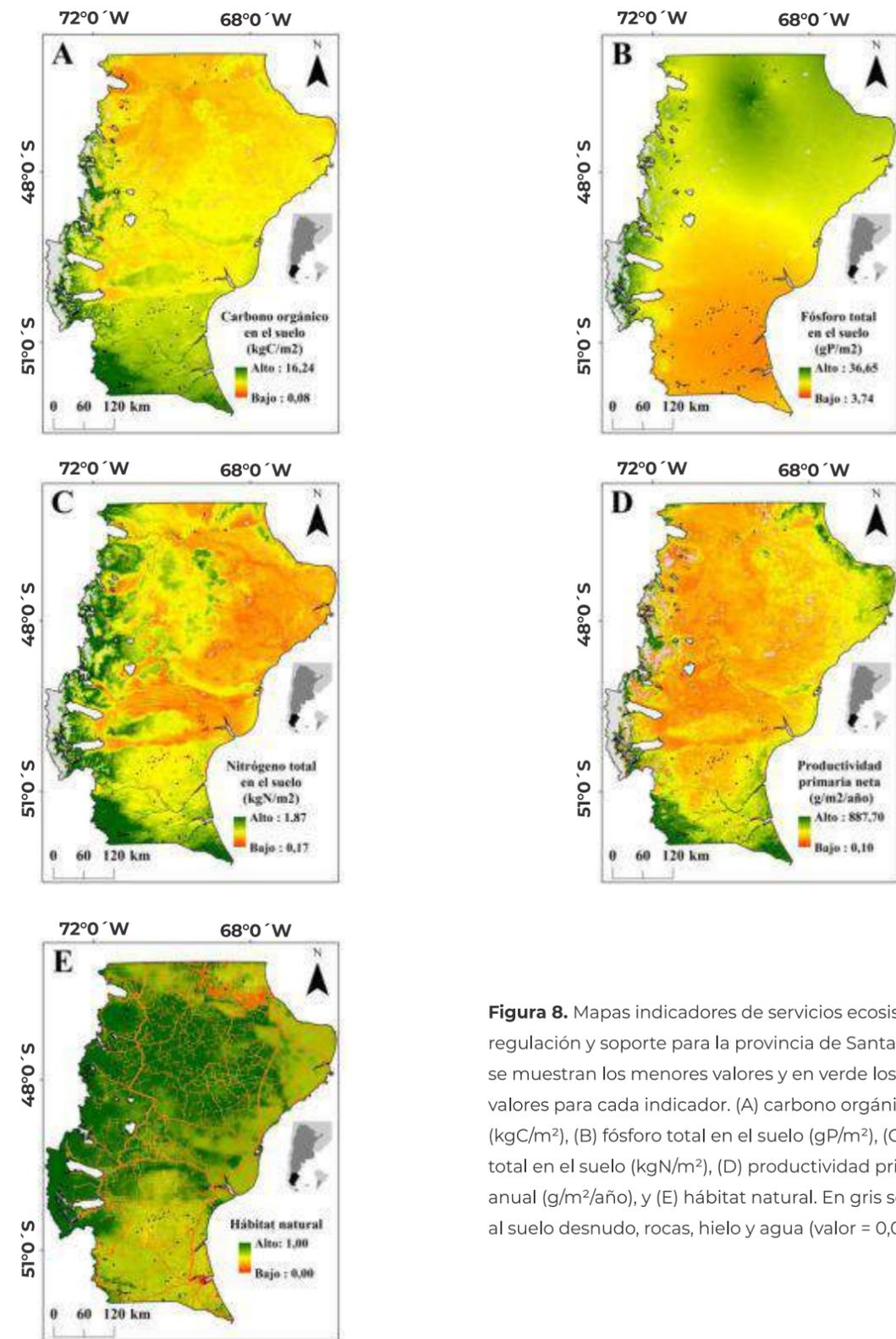


Figura 8. Mapas indicadores de servicios ecosistémicos de regulación y soporte para la provincia de Santa Cruz. En rojo se muestran los menores valores y en verde los mayores valores para cada indicador. (A) carbono orgánico en el suelo (kgC/m²), (B) fósforo total en el suelo (gP/m²), (C) nitrógeno total en el suelo (kgN/m²), (D) productividad primaria neta anual (g/m²/año), y (E) hábitat natural. En gris se representa al suelo desnudo, rocas, hielo y agua (valor = 0,0).

Finalmente, el indicador He de los bosques de Nothofagus fluctuaron entre 0,10 (rojo) y 1,00 (verde), presentando cambios en el indicador a través del paisaje de la provincia de Santa Cruz. Hacia el extremo norte de la provincia (Lago Buenos Aires) los bosques presentan valores bajos de He (Fig. 9), mientras que hacia el extremo sur (Güer Aike) se

observaron valores medios-bajos. La zona de Río Chico, Lago Argentino Norte y Sur presentaron valores medios-altos, encontrándose los valores más altos en zonas ecotonales entre los dos tipos forestales de lenga y ñire, y en bosques cercanos a los glaciares.

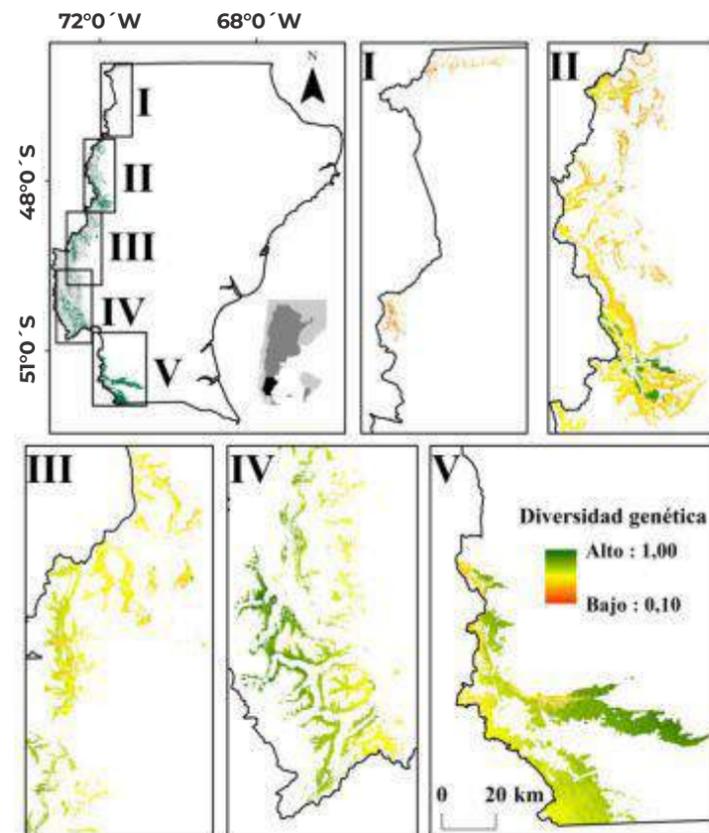


Figura 9. Mapa indicador del servicio ecosistémico de diversidad genética de los bosques de Nothofagus. (I) Lago Buenos Aires, (II) Río Chico, (III) Lago Argentino Norte, (IV) Lago Argentino Sur, (V) Güer Aike. En rojo se muestran los menores valores y en verde los mayores valores de heterocigosidad esperada (He).

Todos los indicadores de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte mostraron diferencias significativas entre áreas ecológicas (Tabla 4). El contenido de carbono orgánico del suelo presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (5,20 kg/m²) en las áreas esteparias del sur en la Estepa Magallánica Húmeda y Seca (8,20 kg/m²) y Matorral de Mata Negra (6,26 kg/m²), seguido por el Pastizal Subandino (5,94 kg/m²) y el Complejo Andino (5,91 kg/m²), mientras que el valor más bajo (4,58 kg/m²) se encontró en las áreas esteparias del norte. El contenido de fósforo total en el suelo presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (10,75 g/m²) en el Pastizal Subandino (11,96 g/m²) y las áreas esteparias del norte (11,95 g/m²), seguido por el Complejo Andino (8,75 g/m²), Estepa Magallánica Húmeda y Seca (6,64 g/m²) y el Matorral de Mata Negra con el valor más bajo (6,62 kg/m²). Por otra parte, el contenido de nitrógeno total del suelo presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,47 kg/m²) en las áreas ecológicas de la Estepa Magallánica Húmeda y Seca (0,70 kg/m²) y Pastizal Subandino (0,69 kg/m²), seguido por el Complejo Andino (0,62

kg/m²), mientras que los valores más bajos se presentaron en el Matorral de Mata Negra (0,49 kg/m²) y las áreas esteparias del norte (0,41 kg/m²). El indicador de heterocigosidad esperada para los bosques de Nothofagus presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,11) en los bosques del Complejo Andino, mientras que aquellos bosques en las otras áreas ecológicas presentaron valores más bajos. El indicador de productividad primaria neta anual presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (120,5 gr/m²/año) en las áreas esteparias del sur (Estepa Magallánica Húmeda y Seca con 213,8 kg/m²), mientras que las áreas ecológicas del Complejo Andino y el Matorral de Mata Negra presentaron valores por encima de la media provincial (141,8 gr/m²/año y 131,4 gr/m²/año, respectivamente). El indicador que pondera el hábitat natural presentó los valores más altos y por encima de la media provincial (0,76) en las áreas cordilleranas (Complejo Andino con 0,93 y Pastizal Subandino con 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 (Estepa Magallánica Húmeda y Seca con 0,62, y Matorral de Mata Negra con 0,60).



Tabla 4: Valores medios de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos de regulación y soporte según áreas ecológicas. Dónde: COS = carbono orgánico en el suelo (kg/m²), FTS = fósforo total en el suelo (g/m²), NTS = nitrógeno total en el suelo (kg/m²), He = heterocigosidad esperada (adimensional), PPN = productividad primaria neta anual (gr/m²/año), HN = hábitat natural (adimensional). Las áreas ecológicas evaluadas fueron: 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 DE REGULACIÓN Y SOPORTE						
ÁREA ECOLÓGICA	COS (Kg/m ²)	FTS (gr/m ²)	NTS (Kg/m ²)	He	PPN (gr/m ² /año)	HN
COR	5,91	8,75	0,62	0,11	141,77	0,93
EMH-EMS	8,20	6,64	0,70	0,03	213,81	0,60
SMO-DCP-RDG	4,58	11,195	0,41	0,00	109,00	0,77
MMN	6,26	6,62	0,49	0,01	131,44	0,62
PS	5,94	11,96	0,69	0,01	111,48	0,90
TOTAL	5,20	10,75	0,47	0,01	120,50	0,76



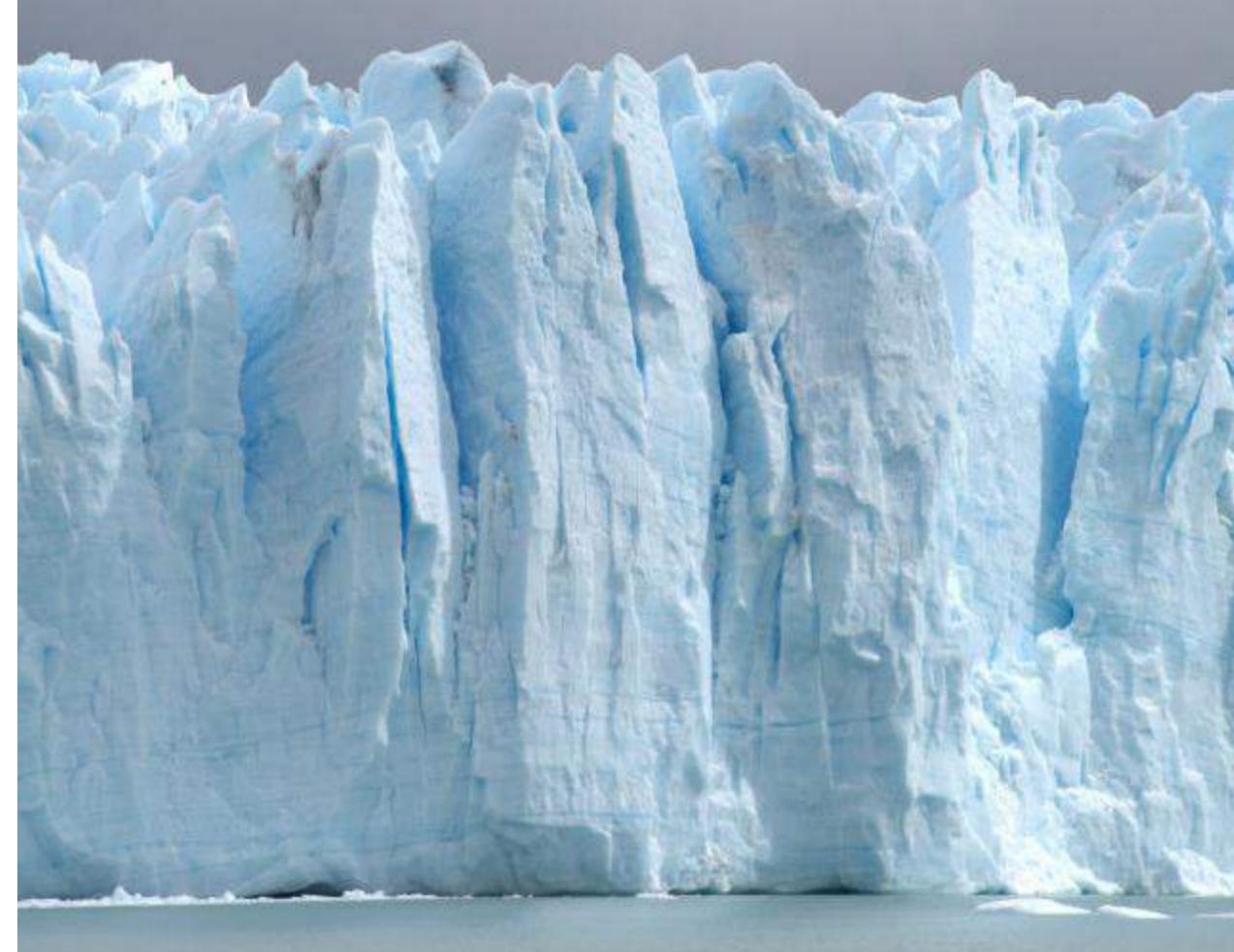


46 | Capítulo 3 / Servicios ecosistémicos de regulación y soporte.

Cuando comparamos la oferta de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte dentro y fuera de del sistema de áreas protegidas (parques nacionales y reservas provinciales vs. el resto del paisaje, tanto fiscal como privado), vemos que hay diferencias para los indicadores analizados. El contenido de carbono orgánico y de fósforo del suelo presentaron valores significativamente más altos fuera del sistema de áreas protegidas (Tabla 5). Al considerar las diferentes jurisdicciones de las de áreas protegidas solamente, las reservas provinciales presentaron los valores más altos para muchos de los indicadores analizados, esto significa que en general, las reservas provinciales brindan mayores servicios ecosistémicos de estos indicadores respecto de los parques nacionales. El indicador He de los bosques de Nothofagus y el hábitat natural 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 y para el hábitat natural, donde los valores más altos se ubicaron dentro de los parques nacionales (0,95). El indicador de productividad

primaria neta anual no presentó diferencias significativas en su representatividad dentro del sistema de áreas protegidas. Sin embargo, al considerar la productividad dentro de las áreas protegidas, las reservas provinciales presentaron los valores más altos (145,2 gr/m²/año).

En otro análisis, se caracterizaron los diferentes parques nacionales y las reservas provinciales en particular. Esto es sumamente útil, ya que resalta las características excepcionales que presentan cada uno en referencia a la provisión de los servicios ecosistémicos de provisión y soporte. Por ejemplo, el contenido de carbono del suelo presentó diferencias entre los diferentes parques nacionales, siendo más alto en Monte León (5,98 kg/m²) y en Perito Moreno (5,95 kg/m²). En el caso del fósforo del suelo, también presentaron diferencias, siendo mayores en el parque nacional Bosques Petrificados de Jaramillo (12,55 g/m²) y Patagonia (12,43 g/m²), mientras que los valores más bajos se encontraron en Los Glaciares (7,37 g/m²) y Monte León (6,69 g/m²). El indicador de nitrógeno total del suelo presentó los valores más altos en el parque nacional Perito Moreno (0,71 kg/m²), seguido por el parque nacional Patagonia (0,63 kg/m²), mientras que los valores más bajos se encontraron



en Los Glaciares (0,42 kg/m²) y Bosques Petrificados de Jaramillo (0,31 kg/m²). La He de los bosques de Nothofagus se asocia a los parques nacionales de la cordillera, particularmente, Los Glaciares (0,10) y Perito Moreno (0,05). Al considerar el indicador de hábitat natural, se observó que los mayores valores corresponden al parque nacional Los Glaciares (0,97) y Perito Moreno (0,95), pero en general todos presentan valores con un bajo nivel de alteración (valores >0,81). Finalmente, si bien la productividad primaria neta anual presentó los valores más altos en el parque nacional Monte León (153,89 gr/m²/año), no fueron diferencias significativas respecto al resto de los parques nacionales. Este mismo análisis entre las reservas provinciales jerarquiza a las mismas de la siguiente forma. Por un lado, los indicadores de contenido de carbono, fósforo y nitrógeno del suelo presentaron los valores más altos en la reserva provincial Península de Magallanes (9,71 kg/m², 13,49 g/m² y 0,99 kg/m², respectivamente), seguidos por Tucu-Tucu (7,16 kg/m², 10,13 g/m² y 0,84 kg/m², respectivamente), Lago del Desierto (5,68 kg/m², 10,22 g/m² y 0,63 kg/m², respectivamente) y Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari (4,49 kg/m², 8,56 g/m² y 0,84 kg/m², respectivamente). Asimismo, todos

estos indicadores presentaron los valores más bajos para la reserva provincial San Lorenzo (1,96 kg/m², 3,82 g/m² y 0,24 kg/m², respectivamente). El indicador He de los bosques de Nothofagus presentó 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 productividad primaria neta anual fue mayor en las reservas provinciales Península de Magallanes (231,04 gr/m²/año) y Tucu-Tucu (197,26 gr/m²/año), seguido por Lago del Desierto (151,74 gr/m²/año), Meseta Espinosa y El Cordón (129,05 gr/m²/año), mientras que los valores más bajos se encontraron en Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari (70,05 gr/m²/año), y San Lorenzo (36,24 gr/m²/año). Finalmente, el indicador de hábitat natural presentó los valores más altos en las reservas San Lorenzo, Tucu-Tucu y Lago del Desierto (1,00, 0,95 y 0,94, respectivamente), y los valores más bajos en Meseta Espinosa y El Cordón (0,70).



Tabla 5: Valores medios de los mapas indicadores de servicios ecosistémicos de regulación y soporte según las estrategias de conservación. Dónde: COS = carbono orgánico en el suelo (kg/m^2), FTS = fósforo total en el suelo (g/m^2), NTS = nitrógeno total en el suelo (kg/m^2), He = heterocigosidad esperada (adimensional), PPNA = productividad primaria neta anual ($\text{gr}/\text{m}^2/\text{año}$), HN = hábitat natural (adimensional).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE REGULACIÓN Y SOPORTE						
PROTECCIÓN	COS (Kg/m^2)	FTS (g/m^2)	NTS (g/m^2)	He	PPNA ($\text{gr}/\text{m}^2/\text{año}$)	HN
PROTEGIDO	4,92	9,39	0,49	0,07	118,98	0,90
NO PROTEGIDO	5,23	10,75	0,47	0,01	120,63	0,73
JURISDICCIÓN						
PARQUES NACIONALES	4,52	8,05	0,45	0,08	98,45	0,95
RESERVAS PROVINCIALES	5,42	11,10	0,55	0,06	145,25	0,83
PARQUES NACIONALES						
PATAGONIA	4,52	12,43	0,63	0,00	73,56	0,92
LOS GLACIARES	4,14	7,37	0,42	0,10	87,85	0,97
PERITO MORENO	5,95	10,25	0,71	0,05	117,76	0,95
BOQUES PETRIFICADOS JARAMILLO	4,35	12,55	0,31	0,00	116,05	0,90
MONTE LEÓN	5,98	6,69	0,46	0,00	153,89	0,81
RESERVAS PROVINCIALES						
SAN LORENZO	1,96	3,82	0,24	0,02	36,24	1,00
LAGO DEL DESIERTO	5,68	10,22	0,13	0,13	151,74	0,94
BOSQUE PETRIFICADO, EA. LA URBANA Y MARI	4,49	8,56	0,00	0,00	70,05	0,80
TUCU-TUCU	7,16	10,13	0,13	0,13	197,26	0,95
PENÍNSULA DE MAGALLANES	9,71	13,49	0,20	0,20	231,04	0,84
MESERA ESPINOSA Y EL CORDÓN	4,07	13,65	0,00	0,00	129,05	0,70

¿Por qué estudiar los servicios ecosistémicos de regulación y soporte? Se ha visto que las consecuencias debido al sobreuso de los ecosistemas naturales afectan a las estructuras y funciones de los ecosistemas (MEA 2005; De Groot et al. 2012; Li et al. 2018). Es por ello, que su estudio es fundamental para entender las consecuencias de los diferentes usos que hacemos de los ecosistemas. Aquí se evaluaron aquellos servicios relacionados principalmente a la formación del suelo, tales como los indicadores de contenido de carbono orgánico, fósforo y nitrógeno total en el suelo (0-30 cm) y aquellos relacionados al mantenimiento del pool genético de los bosques, la fijación del carbono y la calidad del hábitat a partir de los indicadores de heterocigosidad esperada en los bosques de *Nothofagus*, productividad primaria neta anual y el índice de la huella humana. Para tomar conciencia de la magnitud de pérdida de los servicios ecosistémicos de soporte, Peri et al. (2021d) determinaron la pérdida de suelo y nutrientes en pastizales de Santa Cruz debido a procesos de erosión causados por sobrepastoreo y eventos de sequía. La erosión del suelo es la forma más extendida de

degradación de la tierra en los pastizales y el principal impulsor de la desertificación en ecosistemas áridos y semiáridos. Los autores determinaron que la tasa de erosión del suelo fue significativamente diferente entre los sitios evaluados, variando de 1,6 a 4,1 mm/año, lo cual significa (considerando la textura y la densidad aparente del suelo) una pérdida de suelo que osciló entre 12,7 y 32,0 toneladas por hectárea y por año. Por su parte la pérdida de carbono del suelo varió de 85,3 a 250,1 kg C/ha/año. El principal nutriente del suelo perdido por erosión fue el nitrógeno (valor medio de los sitios de 17,9 kg N/ha/año) seguido del potasio (media de 9,2 kg K/ha/año) y fósforo (media de 0,6 kg P/ha/año). Los modelos de predicción ajustados 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 del 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, inclu-

yendo al clima, la topografía y la vegetación. El modelado de contenido de carbono orgánico y nitrógeno total en el suelo se vincularon con la cobertura vegetal, donde el NDVI obtenido por medio de imágenes satelitales fue el predictor más fuerte dentro de las variables consultadas, lo cual es consistente con lo indicado por Kunkel et al. (2011) para ecosistemas semiáridos de montaña. Las características de las variables climáticas propias 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 del mismo 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 contenido al aumentar la elevación del terreno y de la isothermalidad. Por otra parte, el modelo del stock de fósforo total en el suelo presentó al índice de aridez global (ej. mayor stock de fósforo total en ambientes más áridos) como el predictor más fuerte. Wang et al. (2009) identificó una fuerte relación entre el nitrógeno total y el carbono orgánico del suelo, 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 que se asoció más fuertemente con el contenido de partículas más finas del suelo. 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 del material original (ej. meteorización mecánica) que a la descomposición de materia orgánica (Delgado-Baquerizo et al. 2013; Jiao et al. 2016). Algunos modelos obtenidos sugieren que los bosques y pastizales en climas fríos 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 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 (ej. lluvia), intensidad de pastoreo a largo plazo (ej. tasas de almacenamiento moderadas y altas en los últimos 80 años) y usos de la tierra (ej. sistemas silvopastoriles, bosques primarios y/o 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, 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/m², donde los valores más altos se encontraron principalmente en las estepas húmedas del sur, seguido por las áreas cordilleras. Por otra parte, el nitrógeno total en el suelo presentó un valor medio para la provincia de 0,47 kg/m², donde los valores más altos se observaron tanto en las áreas esteparias del sur de la provincia como en la zona cordillera. Tian et al. (2006) informó para el norte de China que 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 (ej. agua del suelo y temperatura), entrada de residuos orgánicos, biomasa microbiana del suelo y propiedades del suelo que influyen en la magnitud de la respiración y mineralización para los diferentes ecosistemas. Mientras que el fósforo total en el suelo presentó un valor medio para la provincia de 10,75 g/m², 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 del suelo se encontraron en las áreas de la Estepa Seca de la provincia, mientras que para el fósforo total fueron las Estepas Húmedas. En los ambientes áridos y semiáridos, 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, donde 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 encontrados 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 la provincia, cuando comenzó la cría de ovejas por los colonos europeos han generado altos grados de desertificación. Bahn et al. (2008) indicó que el grado en que el flujo de CO₂ 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 (ej. 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, ej. 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. Estepa Magallánica Húmeda y Seca). Esto toma relevancia, ya que, para la provincia de Santa Cruz, los valores más altos de carbono y fósforo 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 nitrógeno se encuentran dentro de áreas protegidas, principalmente en la



Península de Magallanes y Tucu-Tucu.

El indicador productividad primaria neta anual 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 120,5 grC/m²/año, donde los valores más altos se obtuvieron en las 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 estos dos indicadores, es importante destacar que la productividad primaria neta anual es un parámetro clave para evaluar los flujos de carbono de los ecosistemas naturales, y que además permite

detectar impactos ambientales potenciales (ej. cambio climático) estando fuertemente relacionado con los servicios ecosistémicos de provisión (ej. alimentos, madera, fibra y leña) y la 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 productividad primaria neta anual en aquellas áreas donde existe sobrepastoreo de la vegetación (ej. las Estepas Magallánicas presentaron una disminución de la mitad de la productividad primaria neta anual entre un sistema moderadamente pastoreado a uno sobre-pastoreado). Cabe destacar, que este servicio presentó los valores más altos fuera de la red de áreas protegidas (ej. los ecosistemas más productivos son los menos protegidos, encontrándose en lugares marginales ya que los establecimientos agropecuarios se establecieron en los sectores de mayor productividad), quedando expuesto a diferentes impactos del hombre junto con varios de los servicios relacionados a la formación y composición del suelo. Por ejemplo, las reservas provinciales de Península de Magalla-

nes y la reserva Tucu-Tucu fueron las únicas con valores altos. El indicador de hábitat natural calculado a partir de la inversa del Índice de Huella Humano presentó un valor medio provincial de 0,76 que indica un alto valor de conservación promedio, donde los valores más altos se encontraron en las áreas cordilleranas y los menores en zonas urbanas y periurbanas (ej. cercanías de Río Gallegos o con un alto desarrollo petrolero en el norte de la provincia). 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 ecotonales (ej. silvopastoril) (Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2019a). Sin embargo, debido a la protección que presentan estas áreas ecológicas a través de los parques nacionales o las reservas provinciales, existe una representatividad de este indicador dentro de la red de áreas protegidas con alta naturalidad, así como con bajos valores de desertificación. 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 (ej. 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 las potenciales compensaciones entre servicios ecosistémicos. Por último, y tal como se dijo, 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 bosques merecen una discusión aparte, ya que son ecosistemas de alta fragilidad. En este sentido, 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, se destaca el contenido de carbono orgánico en el suelo en los bosques de ñire, el contenido de fósforo total en áreas donde se combina el pastizal con el bosque de lenga, y el nitrógeno total en el suelo con valores más altos en los bosques de lenga. 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 (Brandtberg 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 fósforo disponible puede verse afectado por el pH de los suelos (ej. a pH muy ácidos o muy básicos el fósforo precipita), y debido a que estos bosques se caracterizan por presentar suelos parcialmente ácidos (Peri et al. 2008), la disponibilidad de fósforo 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 de productividad primaria neta anual también presenta valores marginales en paisaje forestal en comparación con las áreas esteparias, sin embargo, en los bosques templados este indicador está fuertemente relacionada con el ciclado de nutrientes (Bahamonde et al. 2019) y el secuestro de nutrientes en estructuras leñosas (Peri et al. 2008). La productividad primaria neta anual 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 (ej. 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 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 estuvo principalmente determinada por el clima. El modelo para la lenga determinó que la heterocigosidad esperada se incrementa al aumentar la temperatura, la precipitación y la aridez (ej. 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 la 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 ha demostrado que es importante para la supervivencia de las poblaciones de árboles, ya que se adaptarían mejor al cambio climático (ej. eventos 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 asociado a la red de áreas protegidas, siendo el parque nacional Los

Glaciares y la reserva provincial Península de Magallanes las que presentan el rol más destacado. Además, al analizar este servicio ecosistémico en particular 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, ej. los bosques ubicados 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, la pérdida de diversidad genética podría ser una seria amenaza para los ecosistemas forestales, así como 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 dentro del paisaje forestal donde se encuentra una mayor cobertura de bosques 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 en áreas remotas ha llevado a una disminución de los impactos del hombre dado por el grado de protección para la conservación. Por su lado, los bosques de ñire que tienen una muy baja representatividad dentro de las áreas protegidas, disminuyeron su grado de naturalidad debido al uso silvopastoril (Peri y Ormaechea 2013; Peri et al. 2019a). Conocer las áreas de bosques con alto hábitat natural nos permite identificar zonas donde las comunidades naturales se encuentran más intactas y donde las funciones ecosistémicas están mejor preservadas (Sanderson et al. 2002), siendo de importancia para la creación de nuevas áreas protegidas.

Los servicios ecosistémicos a escala regional para la provincia de Santa Cruz presentaron áreas de hot-spot (concentración de oferta de los servicios) y cold-spot (ausencia de oferta de los servicios) a



través del paisaje de la provincia. Las áreas esteparias del norte se asociaron con pocos servicios ecosistémicos, principalmente a partir del indicador contenido de fósforo en el suelo. Mientras que, algunas áreas ecológicas presentaron una gran diversidad de servicios ecosistémicos, destacándose el Complejo Andino, asociado con varios indicadores. 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 las potenciales compensaciones que pueden existir entre servicios de provisión y los de regulación y soporte.

Este tipo de compensaciones afectan el sostenimiento en calidad y cantidad a largo plazo de varios servicios ecosistémicos, 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 mantenimiento de los servicios con una buena planificación de las actividades económicas y de conservación (Casalegno et al. 2013).



A photograph of two people kayaking on a calm blue lake. The person in the foreground is wearing a white jacket and a bright yellow life vest, holding a blue paddle. The person behind them is wearing a grey shirt and a white beanie. In the background, there are blue mountains under a blue sky with light clouds. The image is partially overlaid by a dark green silhouette of a person's head and shoulders on the right side.

Capítulo 4

Servicios ecosistémicos culturales

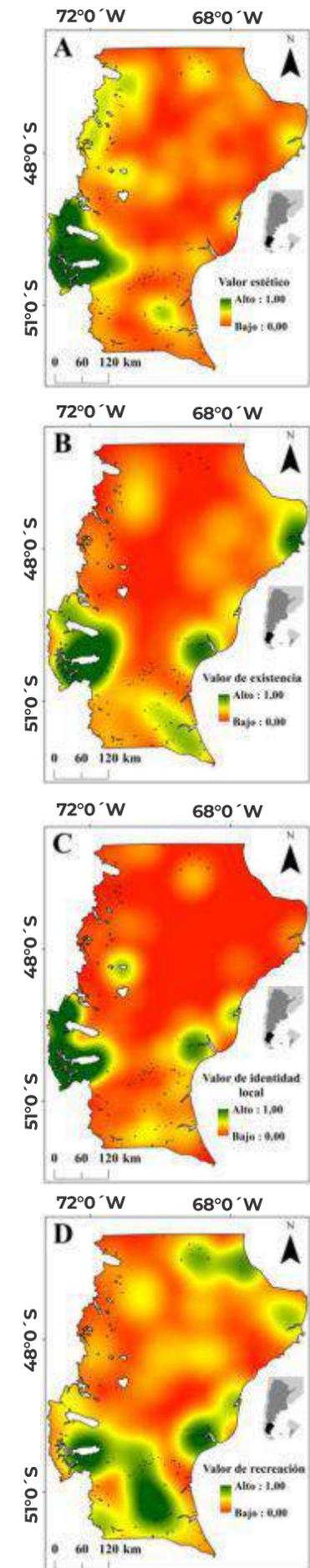
Los servicios ecosistémicos culturales están asociados a la valoración que hacemos los humanos en forma individual o la sociedad en su conjunto a los bienes no materiales de lugares, ecosistemas naturales y de agro-ecosistemas bajo manejo, que influyen para un adecuado funcionamiento de los ecosistemas, la conservación de la biodiversidad, la protección del patrimonio histórico-cultural de las comunidades y la sostenibilidad ambiental, económica y social. De esta manera muchas áreas pueden ser priorizadas, protegidas o reconocidas por su aporte estético, la belleza que inspiran, la espiritualidad que promueven, la identidad cultural que establecen, el conocimiento natural que representan, así como los servicios de salud, recreación y turismo que aportan para el bienestar humano. Son servicios intangibles que promueven los ecosistemas, y son mayormente no-monetarios, por lo que rara vez son tenidos en cuenta en las evaluaciones y planificaciones del paisaje. Sin embargo, son los que generan mayores consideraciones por parte de la sociedad en su conjunto, y debido a ello son cada vez más tenidos en cuenta en los estudios de base para la elaboración de estrategias de mane-

jo y conservación en la región. Martínez Pastur et al. (2016b) evaluaron la importancia social y biofísica de los servicios ecosistémicos culturales de Santa Cruz a través de la cuantificación de imágenes digitales que la gente local y los visitantes publicaron, siendo uno de los primeros aportes para el mapeo de estos servicios ecosistémicos a escala regional. Para el presente apartado, se elaboraron cuatro mapas de indicadores relacionados a los servicios ecosistémicos culturales, tres de los cuáles se relacionan a las interacciones físicas e intelectuales de las personas con los sistemas bióticos, ecosistemas y paisajes naturales, y uno a las interacciones espirituales, simbólicas y de otros tipos con los ecosistemas y paisajes naturales. 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 de libre disponibilidad en la web. Mediante los resultados obtenidos 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 define la cantidad de veces que se va a contar el punto. Los cuatro mapas se obtuvieron a partir de los siguientes indicadores: (i) valores estéticos relacionados a las características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas, (ii) valores de existencia relacionados a las características de los sistemas vivos que tienen un valor de existencia para la sociedad, (iii) valores de identidad local relacionados a características de los sistemas vivos que son resonantes en términos de cultura o patrimonio, y (iv) valores de recreación que relacionan elementos de la naturaleza utilizados para el entretenimiento de las personas.

Los indicadores de servicios ecosistémicos culturales variaron a través del paisaje en Santa Cruz, siendo mayores en la zona de lagos hacia el oeste de la provincia (Fig. 10). El indicador de valores estéticos fue mayor hacia el oeste disminuyendo hacia el este, presentando valores medios hacia el noroeste. La mayor superficie provincial (82%) presentó valores bajos (<0,20), mientras que sólo un 3% de la superficie presentó valores altos (>0,60). Para el indicador de los valores de existencia, se observaron tres áreas con altos valores, 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 bajos (<0,20). El indicador de los valores de identidad local presentó la mayor provisión hacia el oeste de la provincia relacionado con los lagos y bosques, hacia el centro norte de la provincia cercano a áreas puntuales y hacia el este donde se encuentra la zona de los principales puertos de la provincial. La mayor superficie provincial (90%) presentó valores bajos (<0,20), y sólo un 2% de la superficie presentó valores altos (>0,60). Finalmente, el indicador de recreación presentó los valores más altos hacia el sur y noreste, con valores medio en el centro de la provincia, donde la mayor superficie (41%) presentó valores bajos (<0,20).

Figura 10. Mapas de los indicadores de servicios ecosistémicos culturales para la provincia de Santa Cruz. Donde, en rojo se muestran los menores valores y en verde los mayores valores. (A) valores estéticos, (B) valores de existencia, (C) valores de identidad local y (D) valores de recreación.



Todos los indicadores de servicios ecosistémicos culturales mostraron diferencias al considerar las diferentes áreas ecológicas de la provincia (Tabla 6), lo cual significa que los ecosistemas ofrecen diferentes servicios y percepciones en las personas. Por ejemplo, los valores estéticos presentaron los valores más altos y por encima de la media provincial (0,14) en las áreas cordilleranas (0,39 en el Complejo Andino, y 0,35 en el Pastizal Subandino).

A pesar de que el Matorral de Mata Negra presentó un valor igual a la media provincial (0,14) no se diferenció significativamente de aquellas áreas donde se observaron los valores más bajos (Estepa Magallánica Húmeda y Seca, Sierras y Mesetas Occidentales, Distrito Central Patagónico, y Región Del Golfo) que presentaron un valor de 0,10. Los valores de existencia presentaron valores más altos y por encima de la media provincial (0,16) en el Pastizal Subandino (0,32), seguido por el Complejo Andino (0,27), las Estepas Magallánicas Húmeda y Seca (0,24), y el Matorral de Mata Negra (0,17), mientras que

los valores más bajos se observaron en el resto de las áreas esteparias secas. Los valores de identidad local que resaltan aspectos relacionados a las actividades de las comunidades locales, el folclore y las tradiciones presentaron los valores más altos y por encima de la media provincial (0,08) en Complejo Andino (0,32), seguido por el Pastizal Subandino (0,18), las Estepas Magallánicas Húmeda y Seca (0,11) y el Matorral de Mata Negra (0,09), y los valores más bajos se observaron en el resto de las áreas esteparias secas (0,05). Finalmente, los valores de recreación presentaron los valores más altos y por encima de la media provincial (0,30) en las áreas esteparias del sur (Estepas Magallánicas Húmeda y Seca, y Matorral de Mata Negra) con valores de 0,45 y 0,44, respectivamente, seguido por las áreas cordilleranas (Pastizal Subandino y Complejo Andino) con valores de 0,36 y 0,30, respectivamente, y donde nuevamente los valores más bajos se observaron en el resto de las áreas esteparias secas (0,25).

Tabla 6: Valores medios (0-1) de los indicadores de servicios ecosistémicos culturales (VE = valores estéticos, VEX = valores de existencia, VIL = valores de identidad local, VR = valores de recreación) según las áreas ecológicas de la provincia de Santa Cruz (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, PS = Pastizal Subandino).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CULTURALES				
ÁREA ECOLÓGICA	VE	VEX	VIL	VR
COR	0,39	0,27	0,32	0,30
EMH-EMS	0,10	0,24	0,11	0,44
SMO-DCP-RDG	0,10	0,12	0,05	0,25
MMN	0,14	0,17	0,09	0,45
PS	0,35	0,32	0,18	0,36
TOTAL	0,14	0,16	0,08	0,30

Al considerar la red de áreas protegidas, todos los indicadores de los servicios culturales presentaron diferencias significativas (Tabla 7). Los valores más altos se encontraron dentro de las áreas protegidas donde los parques nacionales presentaron el rol más importante para los valores estéticos (0,47), los valores de existencia (0,33) y los valores de identidad local (0,45), mientras que, para los valores de recreación, los valores más altos se encontraron dentro de las reservas provinciales (0,37). Los tres primeros fueron mayores en el parque nacional Los Glaciares (0,58, 0,38 y 0,59, respectivamente), pero con menores valores de recreación (0,33). El

parque nacional Monte León presentó los valores más altos relacionados a la recreación (0,61) y los valores de existencia (0,45), mientras que los valores estéticos y de identidad local presentaron valores medios (0,16 y 0,26, respectivamente). Todos los servicios ecosistémicos culturales presentaron los valores más bajos en los parques nacionales Patagonia, Bosques Petrificados de Jaramillo y Perito Moreno, a excepción de los valores de existencia que presentaron valores medios en este último parque nacional. Finalmente, los indicadores de los servicios culturales relacionados a los cuatro indicadores analizados 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 los valores estéticos (0,16), los valores de existencia (0,11) y los valores de recreación (0,24). Por otra parte, los valores más bajos relacionados a los valores estéticos se observaron en Meseta Espinosa y El Cordón (0,13) y Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari (0,10).

Tabla 7: Valores medios (0-1) de los indicadores de servicios ecosistémicos culturales (VE = valores estéticos, VEX = valores de existencia, VIL = valores de identidad local, VR = valores de recreación) según las estrategias de conservación y red de áreas protegidas en la provincia de Santa Cruz.

PROTECCIÓN	SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CULTURALES			
	VE	VEX	VIL	VR
Protegido	0,36	0,27	0,31	0,34
No Protegido	0,13	0,15	0,07	0,29
JURISDICCIÓN				
Parques Nacionales	0,47	0,33	0,45	0,31
Reservas Provinciales	0,23	0,18	0,13	0,37
PARQUES NACIONALES				
Patagonia	0,20	0,11	0,02	0,20
Los Glaciares	0,58	0,28	0,59	0,33
Perito Moreno	0,24	0,11	0,04	0,14
Bosques Petrificados Jaramillo	0,05	0,16	0,00	0,11
Monte León	0,16	0,45	0,26	0,61
RESERVAS PROVINCIALES				
San Lorenzo	0,24	0,08	0,02	0,07
Lago del Desierto	0,50	0,36	0,45	0,36
Bosque Petrificado, Ea. La Urbana y Mari	0,10	0,24	0,04	0,21
Tucu-Tucu	0,16	0,11	0,02	0,24
Península de Magallanes	0,93	0,83	0,93	0,70
Meseta Espinosa y El cordón	0,13	0,05	0,01	0,50



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 son difíciles de poder cuantificar por sus múltiples valores intangibles (Daniel et al. 2012), siendo las contribuciones de las actividades recreacionales al bienestar económico las más estudiadas (Hernández Morcillo et al. 2013; Milcu et al. 2013). Recientemente, algunos estudios han analizado la distribución espacial de los servicios ecosistémicos culturales sobre la base de las percepciones y valores sociales (Fagerholm et al. 2012; Klain y Chan 2012; Plieninger et al. 2015; 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.

Los valores estéticos principalmente relacionados con las bellezas escénicas se observaron hacia el oeste en la zona Cordillerana, principalmente cerca de cuerpos de agua (Lagos Argentino y Lago Viedma) y cuerpos glaciares, mientras que hacia el noroeste los valores disminuyeron, siendo mínimos hacia la estepa seca. Cabe destacar que los valores estéticos se encuentran principalmente dentro de los parques nacionales (ej. Los Glaciares), donde la presencia de agua, la vegetación

exuberante y cercanía de las 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 de las ciudades de la costa (ej. Puerto Deseado) debido a su cercanía con el agua, y la belleza de su entorno de alta accesibilidad. 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) (ej. guanacos y árboles) y las 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 y las actividades relacionadas como la esquila) 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 desta-





can algunas ciudades costeras debido a la historia local (ej. Puerto Santa Cruz que es la ciudad más antigua de la provincia), y lugares como el Lago Strobel y la Cueva de las Manos (Patrimonio Mundial de la UNESCO) donde se encuentran importantes legados de los pueblos originarios (Podestá et al. 2005). Finalmente, el indicador de 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). Esto se explica mayormente por la cercanía a estos centros urbanos.

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 los bosques 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, la fauna propia del lugar y la cercanía de las 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 mixtos siempreverdes presentan la mayor superficie y ocurrencia. 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). Finalmente, cabe destacar que los valores de recreación en los bosques de ñire, se deben a que estas áreas presentan árboles más separados (ej. bosques abiertos), y que se encuentran en lugares con una mayor accesibilidad, y cuya 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).





Capítulo 5

Biodiversidad

La biodiversidad presenta un papel muy importante en la provisión de servicios ecosistémicos, mostrando diferentes roles (ej. genética y riqueza de especies, estructuras biofísicas) que se relacionan de formas distintas con los servicios ecosistémicos. La biodiversidad puede ser considerada como un regulador del ecosistema, cuando interviene en procesos ecológicos (ej. ciclado de nutrientes), un servicio final, cuando es utilizado directamente por el hombre (ej. plantas medicinales, ganado) o un bien en sí mismo para las sociedades (ej. turismo y recreación) (Martínez Pastur et al. 2016b; Peri et al. 2018, 2019a, 2021c). Hoy en día no existen dudas de que la biodiversidad influye sobre la provisión de servicios ecosistémicos, donde éstos se obtienen sólo si los ecosistemas incluyen la biodiversidad que garantiza los procesos funcionales necesarios para su generación. En este sentido, es necesario el estudio de la biodiversidad para poder entender las interacciones entre las especies y el ambiente, así como, el estado de conservación y los potenciales agentes de cambios (ej. cambio climático o presiones de actividades humanas) (Peri et al. 2016a). En las últimas décadas el desarrollo de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y modelos multivariados, han permitido estudiar la biodiversidad a escala de paisaje y hasta regional, a partir del modelado de hábitat de especies, permitiendo comprender las asociaciones entre las especies y las diferentes variables ambientales (climáticas, topográficas y de paisaje). En este contexto, los modelos de hábitat potencial predicen la ocurrencia de especies en función de las variables ambientales, determinando el nicho ecológico de la especie (Hutchinson 1957), el cual se define como una función que vincula la aptitud de los individuos con el entorno que habitan. Varios softwares (ej. MaxEnt y Biomapper) se han desarrollado para modelar el hábitat potencial de una especie, siendo en su mayoría estudios relacionados a la conservación de especies paraguas (principalmente para grandes mamíferos o aves emblemáticas) en áreas con una gran cantidad de datos a largo plazo y cartografía ambiental disponible. Sin embargo, el modelado de especies menos conocidas (ej. insectos) en áreas remotas con bases de datos escasas, han sido poco consideradas. En este contexto, una de las ventajas del software Biomapper, es el desarrollo de mapas en áreas con bases de datos escasas y

con sólo datos de presencia de las especies. Asimismo, estrategias de conservación se basan en modelizaciones de especies individuales o el hábitat potencial de múltiples especies que permite combinar diferentes capas de información y proporciona un único mapa de biodiversidad potencial (MBP) que sintetiza la información de múltiples especies (Martínez Pastur et al. 2016c). En este sentido, estos mapas de hábitat potencial permiten comprender la ecología de las especies, conocer la distribución geográfica potencial en regiones nuevas o inexploradas, analizar variaciones en el hábitat potencial debido a presiones antrópicas, identificar áreas de alta y/o baja biodiversidad potencial, evaluar la efectividad de la red actual de áreas protegidas y desarrollar nuevas propuestas de planificación y conservación (ej. creación de nuevas áreas protegidas) a escala de paisaje. Cada vez se utilizan más estos modelos predictivos aplicados a especies raras y en peligro de extinción, sin embargo, todavía está limitado por la falta o ausencia de datos cuantificados, especialmente en áreas de baja población o remotas como es el caso del sur de Patagonia.

Particularmente, la provincia de Santa Cruz cuenta con una gran cantidad de estudios relacionados a la biodiversidad. Sin embargo, estas investigaciones han sido realizadas por diferentes grupos de investigación que se focalizan sobre grupos taxonómicos específicos (ej. aves, lagartijas) y que persiguen distintos objetivos de conservación y manejo (Vila et al. 2006; Darrieu et al. 2009; Carrara y Flores 2013; Peri y Ormaechea 2013, Breitman et al. 2014; Peri et al. 2016c, 2019a). En este sentido, es importante poder reunir toda esta información para desarrollar investigaciones que incluyan a toda la biodiversidad y que permitan generar estrategias integradoras de manejo y conservación a partir de técnicas innovadoras. En este contexto, para la provincia de Santa Cruz se trabajó con 119 especies de diferentes grupos taxonómicos, estos grupos presentaron desde una sola especie (ej. mamíferos) hasta 53 especies para el grupo taxonómico de aves (ver Anexo 1) y se modelaron sus respectivos hábitats potenciales utilizando bases de datos de presencia georreferenciados (longitud y latitud) (Fig.11).



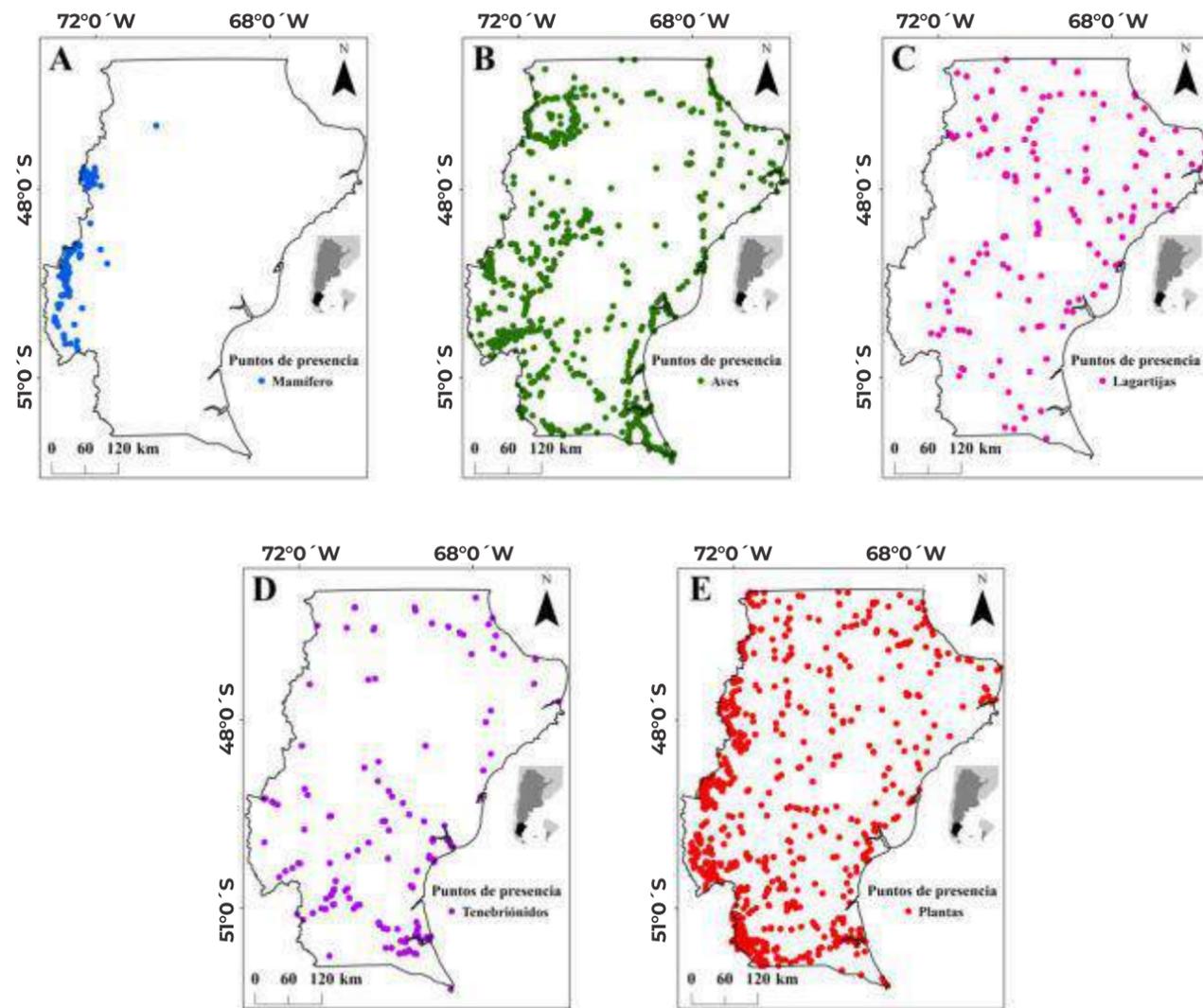


Figura 11. Puntos de presencia de las especies modeladas. (A) mamífero (n = 300), (B) aves (n = 5512), (C) lagartijas (n = 250), (D) tenebriónidos (n = 310), (E) plantas (n = 5915).

El huemul, el único mamífero modelado en este trabajo a partir de 300 puntos de la base de datos de la Administración de Parques Nacionales, incluye signos directos e indirectos de presencia (bosteos, astas, restos de animales) desde 1997 hasta la actualidad. Este ciervo, es considerado la especie más amenazada de la Patagonia, siendo la especie bandera de varios programas de conservación. Para el grupo aves se trabajó con 47 especies del orden Paseriformes, consideradas como las 15 especies más importantes por área ecológica, y seleccionadas a partir de un índice de frecuencia relativa. En total se utilizaron 5.512 puntos de la colección ornitológica de la provin-

cia de Santa Cruz y se complementó con el repositorio electrónico internacional e-birds (<https://ebird.org/>). El grupo lagartijas estuvo compuesto por las ocho especies más representativas de la provincia y se trabajó con 250 puntos recolectados desde 1998 hasta el 2014 pertenecientes a la colección del CENPAT-CONICET, Chubut. Para el grupo tenebriónidos se trabajó con las diez especies más representativas de la provincia, usando una base de datos de 310 puntos pertenecientes a la colección entomológica del IADIZA-CONICET, Mendoza. Finalmente para el grupo plantas se trabajó con 53 especies de plantas vasculares consideradas como las 15 especies más

importantes por área ecológica, y seleccionadas a partir de un índice de ocurrencia de cobertura que combina la cobertura y frecuencia relativa, en total se usaron 5.915 puntos perteneciente a la base de datos de la red de parcelas permanente PEBANPA, del inventario forestal provincial de ñire y lenga y del repositorio nacional Sistema de Información de Biodiversidad (<https://sib.gob.ar>). Para realizar los modelos se exploraron las 40 variables climáticas, topográficas y de paisaje mencionadas anteriormente.

Los 119 modelados se realizaron en el software Biomapper 4.0 (Hirzel et al. 2004) usando Environmental Niche Factor Analysis (ENFA). 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. Además, ENFA calcula dos índices: (i) la marginalidad global (0 - cercano a 1), que indica cuanto difiere el hábitat de la especie respecto al área de estudio, donde valores más bajos indican que la especie tiende a vivir en condiciones ambientales promedio en toda el área de estudio, y (ii) la tolerancia global o especialización (tolerancia-1) (0-infinito), que 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, donde valores más altos representan una especie especializada que tiende a vivir en un rango muy estrecho de condiciones ambientales. El resultado obtenido es un mapa de hábitat potencial para cada especie, el cual presenta valores de 0 (mínimo hábitat potencial) a 100 (máximo hábitat potencial). Los 119 mapas se ingresaron en un proyecto SIG y se utilizó la misma máscara de NDVI mencionada anteriormente para detectar suelo desnudo, campos de hielo y cuerpos de agua. Posteriormente, se combinaron (promedio) para obtener un mapa por grupo taxonómico (mamíferos, aves, lagartijas, tenebriónidos y plantas), y seguidamente cada mapa se ponderó por un índice de importancia grupal que combina los valores de marginalidad, especialización y endemismo de las especies, presentando

mayor índice de importancia grupal aquellas especies que viven en condiciones extremas, rangos estrechos de condiciones ambientales y alto endemismo (Santa Cruz > Patagonia > Argentina). Finalmente, el mapa de biodiversidad potencial total para la provincia de Santa Cruz se obtuvo como la suma de los cinco mapas ponderados y luego se re-escaló de 1-100.

Los mapas por grupo taxonómico mostraron cambios a través del paisaje de la provincia de Santa Cruz, determinados por la combinación de los diferentes hábitats potenciales. El mapa de hábitat potencial del huemul (Fig. 12A) mostró una amplia distribución latitudinal (46°-52° S) ubicada principalmente en la base de la montaña de los Andes y cerca de lagos y lagunas (Rosas et al. 2017). Esta especie presentó el mayor valor de marginalidad (punto gris, Fig. 13) indicando que las condiciones ambientales promedio del hábitat potencial de la especie se diferencian ampliamente a las del área de estudio. En la zona norte de la provincia se presentó un hábitat potencial marginal y discontinuo con dos núcleos (El Portezuelo y Monte Zeballos), mientras que, hacia los grandes lagos, se observó una distribución continua con altos valores del hábitat potencial. Finalmente, el área más meridional se separó de la distribución central disminuyendo la calidad del hábitat de la especie. Esto incluyó áreas boscosas marginales que se encuentran más alejadas de la Cordillera de los Andes (ej. colinas centrales cerca de las localidades Río Turbio). Este mapa de hábitat potencial, mostró un área mayor que las derivadas de las observaciones de datos de campo, de aquellas poblaciones actuales comunicadas por la Administración de Parques Nacionales, que sólo se concentran alrededor de los grandes lagos en los Parques Nacionales Perito Moreno y Los Glaciares, y de aquellas mencionadas como los mejores hábitats para esta especie por otros estudios. Este modelo, también identificó dos áreas potenciales hacia el norte de la provincia, 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, así como vistas cercanas desde el territorio chileno que respaldan la idea de que la especie podría haber existido allí en el pasado. En este contexto, nuestro modelado también identificó áreas de hábitat potencial al sur de la provincia cerca de los bosques cercanos a la localidad de Río Turbio,

sin observaciones recientes de datos de campo. Nuevamente, evidencia arqueológica y lugares de interés cercanos al territorio chileno, así como la tradición oral de algunos ganaderos (ej. Estancia Stag River), apoyan la idea de que la especie habitó allí en el pasado.

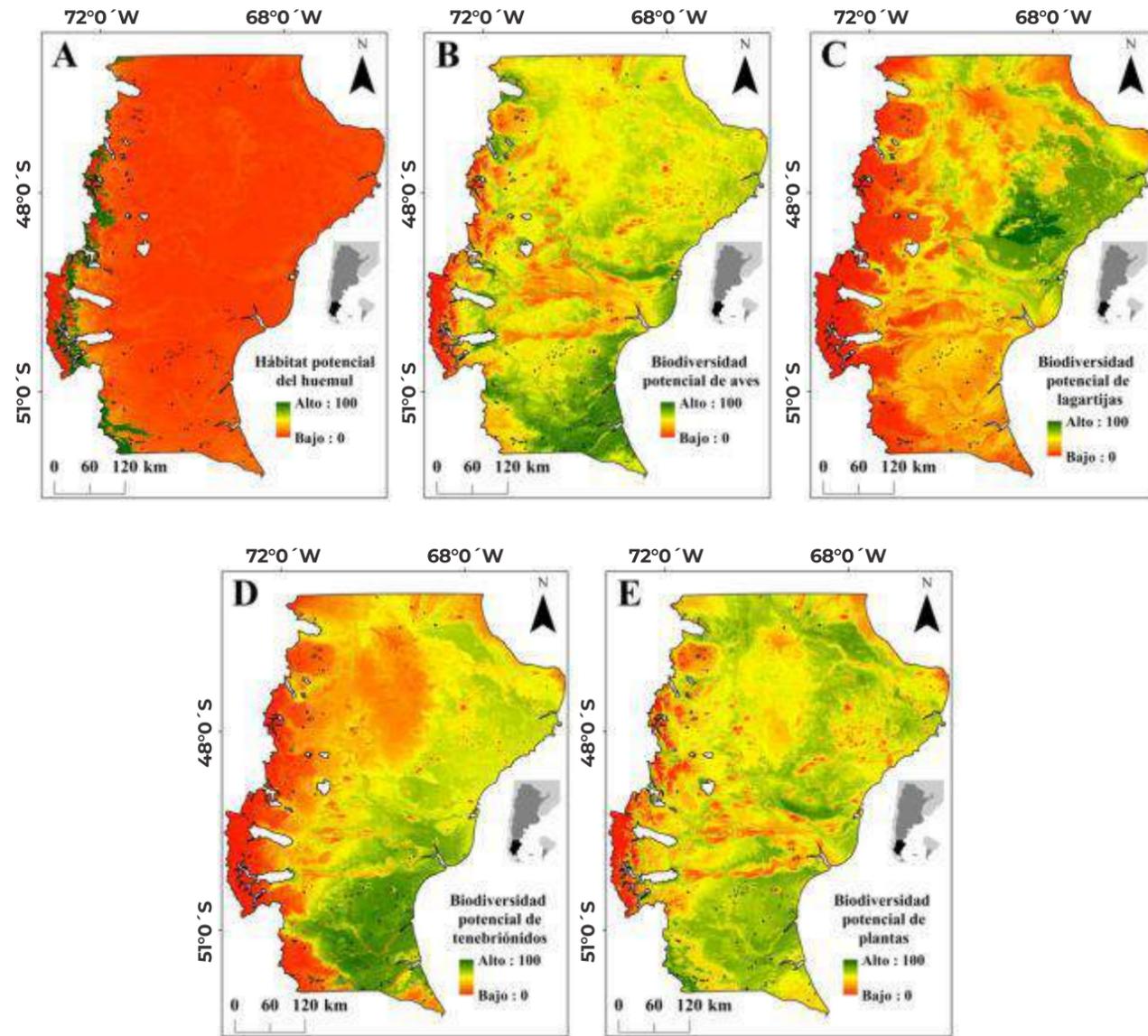


Figura 12. Mapa de hábitat potencial del huemul (A) (0-100) y mapas de biodiversidad potencial (0-100) para la provincia de Santa Cruz, color verde indica mayor habitabilidad o biodiversidad potencial (100) y color rojo indica menores valores de habitabilidad o biodiversidad potencial (0). Dónde: (B) aves, (C) lagartijas, (D) tenebriónidos y (E) plantas.



El mapa de biodiversidad potencial de aves (Fig. 12B) muestra la información combinada de los 47 modelos de hábitat potencial, donde los valores más altos se encontraron en la zona sureste, seguido por las áreas del noreste con valores intermedios, mientras que los valores más bajos se encontraron en el centro y oeste de la provincia. Dentro de las áreas de bajo potencial (oeste), los valores medios a altos se encontraron en cercanía a los grandes lagos y valles. Estas especies presentan diferentes distribuciones, donde unas 33 especies (puntos naranjas, Fig. 13) presentaron valores bajos de marginalidad (0,76-1,32) y especialización (1,60-5,05), determinando hábitats potenciales en rangos de condiciones ambientales amplios y semejantes a las del área de estudio, donde los valores altos de hábitat potencial se observaron en distintas áreas esteparias de la provincia. Por ejemplo, *Agelaius thilius* (varillero de ala amarilla) y *Anthus correndera* (cachirla goteada) son especies características de ambientes húmedos, que habitan pajonales y juncales de bañados, esteros y otros cursos de agua (Darrieu et al. 2009), así como también áreas de pastizales húmedos. Estas aves prefieren áreas cercanas a humedales, sin embargo, también se los puede observar en áreas más secas al interior de la estepa patagónica. En los ambientes de matorrales se destacan *Asthenes anthoides* (canastero austral), *Lessonia rufa* (sobrepuesto austral), *Sturnella loyca* (loica común), *Tachycineta meyeni* (golondrina patagónica), *Troglodytes aedon* (ratona), *Turdus falcklandii* (zorzal patagónico), *Zonotrichia capensis* (chingolo común) (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). Por otra parte, sólo 4 especies presentaron valores altos de marginalidad (1,50-2,45) y especialización bajos (1,34-3,97), estas especies tienden a vivir en condiciones ambientales más particulares con valores altos de hábitat potencial hacia la zona cordillerana y zona sur de la provincia. En estas áreas se observaron a *Anairetes parulus* (cachudito piquinegro), *Cinclodes patagonicus* (remolinera araucana), *Phytotoma rara* (rara), *P. unicolor* (yal plomerizo), especies citadas para ambientes boscosos, pero con hábitats que se extienden hacia

las zonas esteparias húmedas (Povedano y Bishe-mier 2016) debido a la baja especialización. Finalmente, otras 10 especies tuvieron valores altos de marginalidad (1,50-2,45) y también de especialización (4,47 - 7,10), siendo las especies más especialistas de este grupo taxonómico, con los valores más altos de hábitat potencial hacia la zona cordillerana, donde se destacó *Phrygilus patagonicus* (comesebo patagónico) 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* (rayadito común) y *Pygarrhichas albogularis* (picolezna patagónico). En este grupo, también se destacó *Muscisaxicola albilora* (dormilona de ceja blanca) típica de ambientes andinos altos que suele reproducirse en matorrales abiertos y pastizales en los altos Andes y la Patagonia.

El mapa de biodiversidad potencial de lagartijas (Fig. 12C) muestra la información combinada de los 8 modelos de hábitat potencial (Rosas et al. 2018), donde los valores más altos se observaron principalmente en las áreas del noreste, mientras que el potencial medio incluye áreas desde el centro-norte hacia el sur de la provincia. Las áreas de valores 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 riberas de grandes ríos y cerca de lagos en las regiones montañosas con condiciones más templadas y húmedas. Estas especies presentaron diferentes distribuciones en el paisaje, donde se puede distinguir a *Liolaemus escarchadosi* y *L. sarmiento* con la marginalidad más baja (0,73 a 0,74) y la mayor especialización (8,9 a 9,9) (puntos azules, Fig. 13), presentando una distribución hacia el sur de la provincia. Estas especies están genéticamente relacionadas y presentan un alto rendimiento en condiciones de bajas temperaturas. Por otra parte *L. lineomaculatus* tiene una distribución generalista con valores intermedios donde la marginalidad fue de 0,78 y la especialización fue de 8,50. Estas especies habitan paisajes extremadamente heterogéneos que han sido afectados por varios ciclos glaciares desde el Mioceno (Breitman et al. 2012). Mientras que, *L. kingii*, *L. bibronii*, *L.*



fitzingerii, *Diplolaemus bibronii*, *Homonota darwini darwini* que presentaron la mayor marginalidad (0,76 a 0,91) y la especialización más baja (5,70 a 8,80) mostrando una distribución hacia el norte de la provincia. La presencia de estas especies en estas áreas es el resultado de una expansión geo-

gráfica reciente (Breitman et al. 2014). Sin embargo, la presencia de especies de lagartos en temperaturas extremas muestra posibles adaptaciones fisiológicas, siendo *L. bibronii* uno de los ovíparos más meridionales, y *Homonota darwini darwini*, la especie de geco más austral.

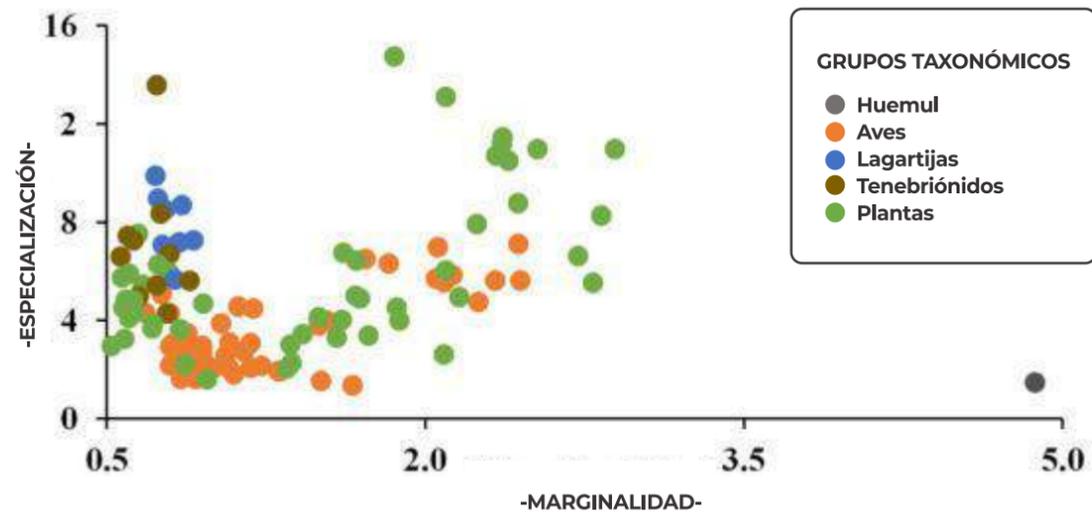


Figura 13. Índices de especialización y marginalidad según los grupos taxonómicos estudiados.

Por otra parte, el mapa de biodiversidad potencial de tenebriónidos (Fig. 12D) muestra la información combinada de los 10 modelos de hábitat potencial (Rosas et al. 2019a), donde los valores más altos se observaron en las áreas del este y sudeste, disminuyendo desde el este hacia el oeste. De hecho, la estepa patagónica se considera un área especial con alto endemismo de escarabajos oscuros (Carrara y Flores 2013). Junto a este gradiente, en valles aluviales de los principales ríos y la cercanía a cuerpos de agua los valores de biodiversidad potencial aumentaron, mientras que en cercanía a los campos de hielo y los bosques disminuyeron.

Las especies de Tenebrionidae muestran una alta adaptabilidad morfológica, fisiológica, de comportamiento y plasticidad ecológica para las áreas desérticas. Estas adaptaciones permiten a las especies vivir en una amplia gama de condiciones ambientales cercanas a sus límites de tolerancia. En este sentido, las especies analizadas presenta-

ron diferentes distribuciones en el paisaje, donde *Nyctelia darwini*, *N. sallei*, *Epipedonota lata* y *Mitragenius araneiformis* tienen una marginalidad baja (0,57-0,65) y especialización baja (4,96-7,46) (puntos marrones, Fig. 13) con una mayor distribución generalista en la región oriental, evitando los ambientes extremos de las áreas montañosas. Por su lado, *Emmallodera multipunctata*, *Praocis bicarinata*, *E. tricostata*, *N. bremsi* y *N. corrugata* presentaron alta marginalidad (0,76-0,89) y baja especialización (4,29-8,35), indicando una mayor distribución hacia el sur de la provincia, prefiriendo las condiciones ambientales extremas (ej. mayor ocurrencia en áreas con baja temperatura durante el mes más frío). Finalmente, *N. fitzroyi* presentó un valor de marginalidad medio (0,74) y el valor de especialización más alto (13,57), indicando una distribución pequeña hacia el norte, viviendo en condiciones extremas y en un rango estrecho de condiciones ambientales.

Finalmente, el mapa de biodiversidad potencial de plantas (Fig. 12E) muestra la información combinada de los 53 modelos de hábitat potencial. La mayor biodiversidad potencial se observó hacia el este, con valores medios hacia el centro-norte de la provincia. A pesar de que, los valles y cordillera presentaron los menores valores, la zona sur-oeste presentó valores altos de biodiversidad potencial (Rosas et al. 2021b). Entre estas especies, 13 mostraron valores altos de marginalidad (1,85-2,89) y especialización (5,54-14,75) (puntos verdes, Fig. 13) indicando hábitats y condiciones ambientales restringidas, presentando altos valores de hábitat potencial hacia el oeste de la provincia, asociado a ambientes cordilleranos dominados por pastizales subandinos, bosques y vegetación alpina. Por ejemplo, *Agrostis capillaris* está muy relacionada a los boques de ñire presentando un hábitat muy estrecho, mientras que, otras especies presentan un hábitat potencial más amplio relacionándose con diferentes especies de los bosques de *Nothofagus* (Rosas et al. 2019b), entre estas se destacan *Acaena magellanica*, *Viola magellanica* y *Osmorhiza chilensis*, relacionadas con los bosques de lenga (Peri et al. 2019a). Mientras que, para los bosques de ñire, el principal componente del sotobosque son las especies de *Festuca sp.* (Peri y Ormaechea 2013), en ambientes abiertos asociados a bosques de ñire, la composición del sotobosque cambia, relacionándose *Baccharis magellanica* y *Avenella flexuosa* (Gargaglione et al. 2014). Por otra parte, 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). Por otra parte, 17 especies presentaron valores intermedios de marginalidad (1,35-2,16) y bajos de especialización (2,06-6,76), presentando altos valores de hábitat potencial hacia el suroeste de la provincia, dominado por bosques y por la estepa magallánica húmeda, en estos ambientes se encuentran algunas especies relacionadas a ambientes húmedos o mallines (*Carex spp*, *Juncus spp*, *Festuca palllescens*) (Peri et al. 2013). Mientras que, 23 especies presentaron baja marginalidad (0,52-0,97) y especialización (1,60-7,54), siendo la zona más árida de la provincia, el área donde se observaron los

valores más altos de hábitat potencial, donde la vegetación arbustiva se mezcla con la estepa y está dominada por *Nassauvia glomerulosa* acompañada por *Pappostipa ibarii*, *Poa spiciformis*, entre otras especies.

En las áreas medanosas del norte de la provincia, se destacan *Chuquiraga aurea*, *Chuquiraga avellanadae*, *Pappostipa chrysophylla*, *Nassauvia ulicina*, *Pappostipa sorianoi*, *Lycium chilense* y *Festuca argentina* con valores altos de hábitat potencial (Oliva et al. 2004; Peri et al. 2013; Oyarzabal et al. 2018).

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) del índice, seguido por lagartijas (0,58), tenebriónidos (0,56), plantas (0,53) y finalmente aves (0,51), indicando ser el grupo con la mayor cantidad de especies que viven en condiciones semejantes a las del área de estudio, rangos amplios de condiciones ambientales y bajo endemismo. La combinación de estos múltiples mapas considerando los diferentes grupos taxonómicos, nos permitió obtener un mapa único de biodiversidad potencial total que sintetiza la información de 119 especies.

El mapa de biodiversidad potencial total (Fig. 14) mostró los valores más altos hacia el este (verde), donde hacia el noreste es coincidente con valores altos de biodiversidad potencial encontrados para las lagartijas y hacia el sureste con valores altos encontrados para los otros grupos (aves, tenebriónidos y plantas). Si bien los valores decrecen hacia el oeste (rojo), se observa un aumento de los valores en áreas de bosques y cercanías a grandes cuerpos de agua, donde principalmente el huemul presenta los valores más altos de habitabilidad, mientras que las plantas y aves presentan valores medios de biodiversidad potencial.

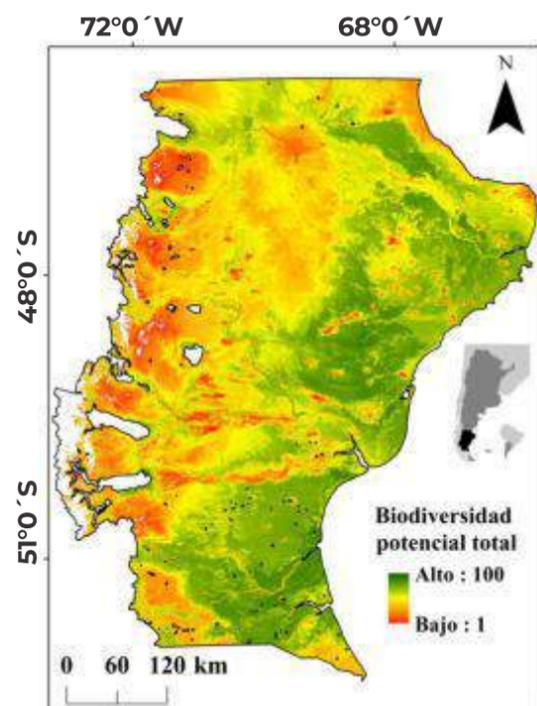
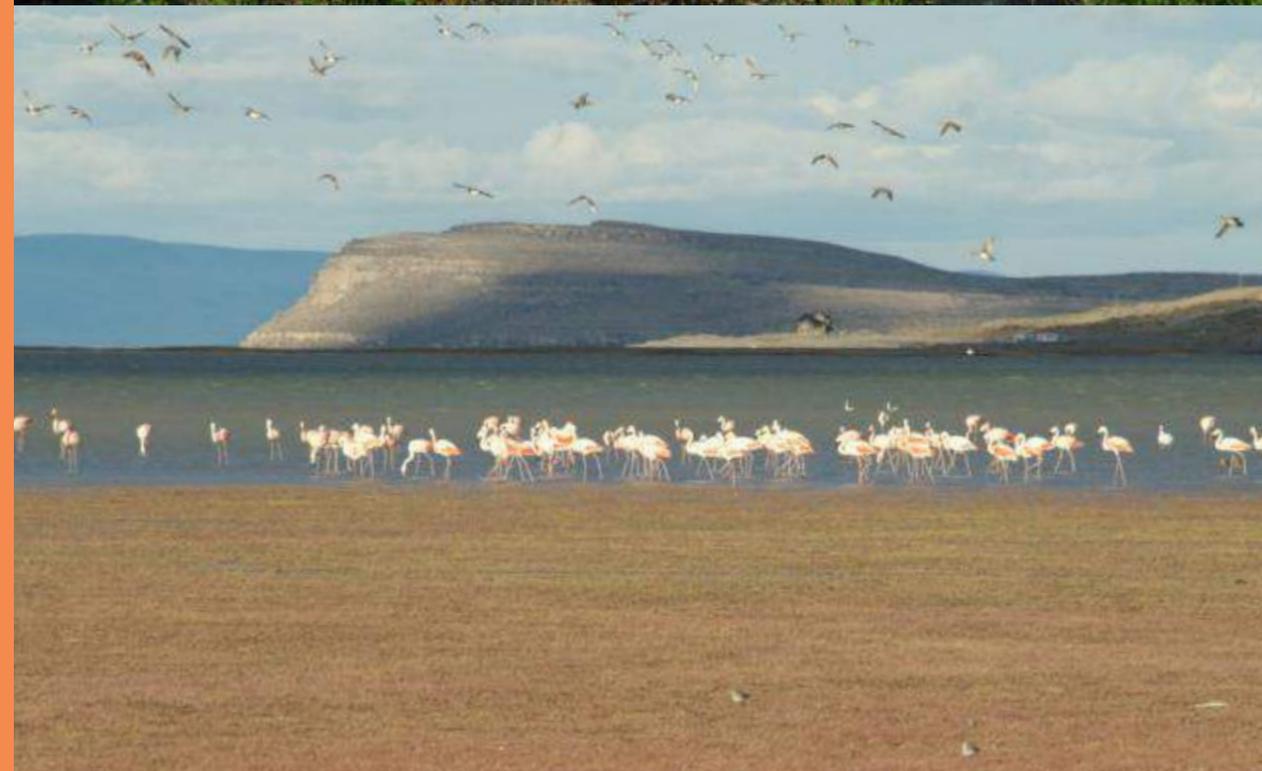


Figura 14. Mapa de biodiversidad potencial (MBP) total para la provincia de Santa Cruz.

Debido a la gran variedad de condiciones climáticas y topográficas presentes en la provincia de Santa Cruz, determinan que los ecosistemas sean lugares únicos donde las especies presentan diferentes adaptaciones a las condiciones ambientales. Gran parte de la provincia presenta hacia el noreste una estepa árida caracterizada por altas temperaturas y bajas precipitaciones, mientras que hacia el sureste se encuentra una estepa húmeda, donde las condiciones ambientales determinan valores medios a altos de NDVI. Los valores más altos de biodiversidad potencial se encontraron en las áreas esteparias húmedas del sur (Matorral de Mata Negra = 66,66 y Estepas Magallánicas Húmedas y Secas = 63,77), seguidas por las áreas esteparias secas del norte de la provincia (Sierras y Mesetas Occidentales, Distrito Central Patagónico, Región Del Golfo), donde la biodiversidad potencial presentó valores medios de biodiversidad potencial (57,39) (Tabla 8). En las áreas esteparias del sur, se destacan altos valores de biodiversidad potencial de dos grupos taxonómicos, relacionándose las aves con los matorrales y las plantas con las estepas magallánicas. Importantes estudios se han realizado sobre la vegetación esteparia, siendo de gran importancia para la caracterización fitogeográfica (Oliva et al. 2004; Oyarzabal et al. 2018), actividades económicas de

la zona (ej. potencial ganadero) (Peri et al. 2021c) y sus potenciales consecuencias negativas como la desertificación (Del Valle et al. 1998; Peri et al. 2016a, 2021d). Estas actividades afectan la estructura de la vegetación y homogenizan el paisaje, afectando la supervivencia de múltiples especies. En este sentido, algunos estudios se han enfocado en las consecuencias negativas (ej. sobre nidificación y recursos alimenticios) que presentan estos ambientes bajo manejo (ej. matorrales) con algunas especies de aves (Kusch et al. 2016). Las áreas esteparias secas del norte, se destacan por la presencia de diferentes especies de lagartijas que se han consideradas importantes para muchos estudios sobre conservación y ecología (Bonino et al. 2015; Kubisch et al. 2015). 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. 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, endemismo y biogeografía. Por otra parte, los valores más bajos de biodiversidad potencial se presentaron hacia el oeste de la provincia en las áreas ecológicas cordilleranas (Complejo Andino =



43,61 y Pastizal Subandino = 35,32). Estas áreas se caracterizan por las altas precipitaciones y pendientes, donde la presencia del bosque de *Nothofagus* destaca altos valores de NDVI. En estas áreas pocas especies presentan altos valores de hábitat potencial, destacándose algunas aves (ej. *Aphrastura spinicauda* y *Pygarrhichas albogularis*) y plantas (ej. *Acaena magellanica*, *Viola magellanica*) que se relacionan con distintos tipos forestales y principalmente el huemul.

Tabla 8: Valores medios del mapa de biodiversidad potencial (MBP) 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
COR	43,61
EMH-EMS	63,77
SMO-DCP-RDG	57,39
MMN	66,66
PS	35,32
TOTAL	56,80

Los resultados encontrados resaltan la necesidad de considerar a los mapas de hábitat potencial, los mapas por grupos taxonómicos y el mapa final de biodiversidad potencial en conjunto, para poder abarcar de forma más integrada los estudios de conservación de la biodiversidad a escala provincial. Distintas estrategias de conservación se han desarrollado a través de los años, algunos autores sugieren que los esfuerzos de conservación deben centrarse en un subconjunto de especies (ej. especies bandera, especies paragua), mientras que otros indican que es necesario intentar abarcar en los estudios de biodiversidad a la gran mayoría de especies que se encuentran en un lugar (Tulloch et al. 2016). Así mismo, algunos autores sugieren que las estrategias de conservación deben realizarse a través de acciones directas (ej. áreas de conservación estrictas), mientras que otros a partir de acciones indirectas (ej. disminución de amenazas como la caza o el ganado). En este sentido, la Argentina comenzó la creación de parques nacionales en 1937 para la conservación de la biodiversidad, en su mayoría ubicados en paisajes montañosos aislados, enfocados en valores únicos (ej. campos de hielo), áreas geopolíticas estratégicas (ej. fronteras internacionales), áreas deshabitadas sin

interés económico significativo, y con preferencia por la conservación de los bosques de *Nothofagus* sobre los ambientes no boscosos (Martín y Chehébbar 2001). Estas ideas se reflejan, en la distribución de las áreas protegidas de la provincia de Santa Cruz, donde casi el 75% del área ecológica cordillera se encuentra bajo protección (siete áreas protegidas de gran extensión), mientras que la estepa sólo presenta el 5% de su superficie dentro de la red de áreas protegidas. Nuestros resultados indican que, la biodiversidad potencial es mayor (56,14) fuera de la red de áreas protegidas (Tabla 9). Sin embargo, dentro de las áreas protegidas se observaron diferencias según el tipo de jurisdicción (parques nacionales y reservas provinciales), donde la biodiversidad potencial presentó mayores valores en las reservas provinciales (52,45), que en los parques nacionales (45,20). Al considerar los diferentes parques nacionales, Monte León presentó la mayor biodiversidad potencial (73,69) seguido por Bosques Petrificados de Jaramillo (59,82), Perito Moreno (41,11), y Los Glaciares (40,40), mientras que la menor biodiversidad potencial se observó en el parque nacional Patagonia (37,54). Por otra parte, al considerar las reservas provinciales, La Meseta Espinosa y El Cordón presentaron los valores más

altos de biodiversidad potencial (68,84) seguido por Península de Magallanes, Tucu Tucu y Bosques Petrificados, Ea. La Urbana y Mari con valores intermedios, mientras que Lago del Desierto y San Lorenzo presentaron los valores más bajos (41,87 y 29,89, respectivamente).

Tabla 9: Valores medios del mapa de biodiversidad potencial (MBP) según conservación.

PROTECCIÓN	BIODIVERSIDAD POTENCIAL
Protegido	48,59
No Protegido	56,14
JURISDICCIÓN	
Parques Nacionales	45,20
Reservas Provinciales	52,45
PARQUES NACIONALES	
Patagonia	37,54
Los Glaciares	40,40
Perito Moreno	41,11
Bosques Petrificados Jaramillo	59,82
Monte León	73,69
RESERVAS PROVINCIALES	
San Lorenzo	29,89
Lago del Desierto	41,87
Bosque Petrificado, Ea. La Urbana y Mari	43,44
Tucu-Tucu	43,45
Península de Magallanes	43,96
Meseta Espinosa y El cordón	68,84

A pasar de la preferencia por la conservación de los bosques, los esfuerzos en la conservación y recuperación de especies bandera, como el huemul, no mejoraron en los últimos tiempos y de hecho muchas subpoblaciones continuaron desapareciendo, incluso dentro de los parques nacionales (Flueck y Smith-Flueck 2006; Vila et al. 2006). El huemul es considerado la especie más amenazada de la Patagonia, siendo especie bandera de varios programas de conservación, además de ser considerado monumento natural nacional (Ley 24.702/96) e incluido en el plan nacional de conservación y recuperación desde 2001. Algunos autores sostienen que esta especie presentó una marcada disminución en su distribución geográfica debido a la combinación de varios factores, como la pérdida de hábitat, interacciones con especies domésticas (ganado o perros), caza furtiva, desnutrición y enfermedades infecciosas (Corti et al. 2011; López-Alfaro et al. 2012). En Santa Cruz, cerca de la mitad de las áreas del hábitat potencial

del huemul se encuentran dentro de las áreas protegidas (Rosas et al. 2017), mientras que para Patagonia Norte un 40% del hábitat está protegido, y considerando Chile y Argentina sólo un 47% del hábitat se encuentra dentro de las áreas protegidas. En este sentido, la estrategia de áreas de conservación estrictas (Coetzee 2017) fue útil para conservar la especie hasta la fecha, debido a que la disminución en la distribución actual se observó principalmente en establecimientos con alta actividad económica (ej. ganadería, aprovechamientos forestales intensivos en el pasado) y otros impactos relacionados con el ser humano (ej. caza furtiva). Sin embargo, existen grandes áreas fuera de las áreas protegidas con altos valores de hábitat potencial, principalmente en estancias privadas, que pueden actuar como otros refugios y/o corredores entre la red de áreas protegidas actual (Corti et al. 2011). En este sentido, es necesario mejorar las estrategias de conservación indirectas (Crespin y Simonetti 2019) para disminuir la fragmentación

de las poblaciones actuales de huemul y mejorar la calidad del hábitat para la especie. Varias iniciativas privadas apoyan esta estrategia modificando las actividades económicas dentro de los establecimientos, como la reducción de la carga ganadera y el aumento de otras actividades como el turismo rural (ej. Ea. Río Condor y Ea. Los Huemules).

En este mismo sentido, las aves se encuentran entre las especies más carismáticas consideradas en los planes de conservación, siendo muy valoradas por diferentes grupos de observadores (ej. Red Nacional de Clubes de Observadores de Aves) y ONGs (ej. Aves Argentinas) que trabajan por la conservación de las aves realizando diferentes tipos de actividades orientadas a la observación de especies y la educación ambiental en la Argentina. La provincia de Santa Cruz presenta una gran diversidad de aves, siendo algunas especies características de los bosques de *Nothofagus* (*Aphrastura spinicauda*, rayadito común), mientras que otras están más relacionadas a áreas esteparias (*Phrygilus fruticeti*, yal común). Además, algunas especies son residentes permanentes (*Sicalis lebruni*, jilguero austral) en la Patagonia Austral y otras especies (*Tachycineta meyeni*, golondrina patagónica) migran hacia los países del norte en la estación más fría del año. Importantes programas de conservación se han realizado para la conservación de algunas especies de aves, por ejemplo, la creación del Parque Nacional Patagonia para la protección del Macá tobiano (*Podiceps gallardoii*) que sólo vive en la provincia de Santa Cruz, como así también, la declaración de "Área importante para la conservación de las aves" a zonas aledañas del río Santa Cruz para la protección de aves playeras. Nuestros resultados encontraron valores medios a altos de biodiversidad potencial en áreas cercanas a cuerpos de agua, sin embargo, los valores más altos se observan en áreas donde la biodiversidad de plantas también presenta altos valores. Existe una fuerte relación entre las aves y las plantas, ya que una gran cantidad de plantas proveen de alimento a las aves en forma de néctar, semillas y frutos. Diferentes estudios se han realizado considerando la conservación de aves a partir del manejo de la vegetación. En este sentido, la estructura y composición de la copa de los árboles determinan las condiciones abióticas que influyen

en las especies de aves y plantas que habitan los bosques (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. 2008a) fuente importante para las aves. Por otra parte, en áreas ecotonales la presencia de múltiples microambientes permite la supervivencia de un mayor número de especies (Lencinas et al. 2008b), así como la existencia de posibles sinergias entre la ocurrencia de estas (Gargaglione et al. 2014). Algunos estudios en Patagonia Norte encontraron 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. Asimismo, otras prácticas de manejo que se realizan en los matorrales (ej. remoción de matorrales para aumentar la biomasa), afectan negativamente a algunas especies que usan estos ambientes para nidificar. En este sentido, es necesario intensificar los esfuerzos de conservación de las aves en áreas privadas, como el ejemplo de la Reserva Estancia Los Huemules que cambiaron su actividad económica ganadera hacia el ecoturismo, promoviendo el avistamiento de aves y otros animales. Es importante destacar los esfuerzos de las diferentes ONGs, como la Fundación Rewilding Argentina, Ambiente Sur, Fundación Flora y Fauna Argentina y Fundación Aves Argentinas para la promoción de la conservación de ambientes para la conservación de determinadas especies.

Por otra parte, la estepa Patagónica representa el 93% de la superficie de la provincia, y es considerada como una región con alto endemismo de especies y altos valores de conservación (Corbalán et al. 2011) principalmente para especies características de zonas áridas (ej. insectos y reptiles) que presentan un papel importante en varios procesos ecológicos (ej. ciclado de nutrientes). Sin embargo, esta zona es muy valorada por el sector productivo, siendo la actividad ganadera y petrolera las que presentan los mayores conflictos con la conservación de la biodiversidad. El pastoreo constante por parte del ganado reduce la diversidad de especies

de plantas, la productividad y la cobertura vegetal, induciendo cambios en la estructura del suelo y el contenido de nutrientes. Peri et al. (2016c) encontraron efectos negativos en la biodiversidad vegetal debido al sobrepastoreo continuo que se hacen en grandes potreros heterogéneos en la Patagonia. La vulnerabilidad de las estepas es ampliamente reconocida (Gaitán et al. 2019; Peri et al. 2021d), donde el pastoreo intensivo disminuye las reservas de carbono y nitrógeno y aumenta la desertificación, generando pérdidas en el suministro de servicios ecosistémicos (Rosas et al. 2021b). Algunos estudios han demostrado que el ajuste de la carga ganadera o el pastoreo rotacional tiene un efecto más positivo sobre la biodiversidad vegetal y el crecimiento de la biomasa comparado con el pastoreo continuo en las estepas. Entre las especies más características de la estepa, los escarabajos se encuentran entre los insectos más populares para los coleccionistas y aficionados, promoviendo la conservación de aquellas especies consideradas más carismáticas. En cuanto a los tenebriónidos, casi el 25% de las áreas protegidas presentan áreas de media a alta biodiversidad potencial, donde las reservas provinciales protegen más que los parques nacionales (Rosas et al. 2019a). En este sentido, debido a su alta endemidad, riesgo de extinción y sensibilidad a los cambios en el uso de la tierra, es necesario incluir a estas especies en los planes de conservación. Entre las estrategias directas más comunes, se destaca la identificación de áreas con endemismo o mayor riqueza de especies (Carrara et al. 2011), definiendo un estado de protección especial (Carrara y Flores 2013). Además, debido a la matriz productiva donde se encuentran los valores de mayor biodiversidad potencial de tenebriónidos (sureste de la provincia), es fundamental desarrollar estrategias indirectas, que incluyan áreas de transición o con manejo diferencial (ej. reducir la densidad de animales). Menos del 3% del área de alta biodiversidad potencial de lagartijas se encuentra protegida dentro de la provincia, donde el 80% se encuentra dentro de reservas provinciales (Rosas et al., 2018). Algunos estudios encontraron que, el 31% de las especies de lagartijas están protegidas en toda la Patagonia, y sólo el 49% de los reptiles en peligro de extinción se encuentran dentro de los parques nacionales de Argentina (Chébez, Rey y Williams 2005). Los valo-



res más altos de biodiversidad potencial de lagartijas (nor-este de la provincia) se encuentran en áreas con altos grados de desertificación, debido principalmente a la ganadería (Del Valle et al. 1998). Esta actividad económica puede generar una profunda influencia sobre los reptiles disminuyendo la complejidad de la estructura de los pastizales (Howland et al. 2014). Sin embargo, no todos los reptiles se ven afectados negativamente ante la pérdida de vegetación en el suelo, de hecho, estas áreas degradadas pueden usarse como áreas de conservación para algunas especies en particular, cambiando la riqueza y abundancia a nivel de paisaje (Zeng et al. 2014).

La biodiversidad es uno de los principales impulsores de las funciones ecosistémicas, siendo necesaria su conservación para garantizar la provisión de los servicios ecosistémicos (MAES 2013). Sin embargo, las estrategias de conservación tradicionales (ej. áreas protegidas estrictas) se han considerado ineficaces para conservar la biodiversidad bajo escenarios de cambio climático y cambio del uso de la tierra (Reside et al. 2018). Por lo tanto, es necesario desarrollar otras estrategias que permitan mejorar la conservación en paisajes manejados y no manejados fuera de la red de áreas protegidas (Crespin y Simonetti 2019). En este sentido, el aumento en la disponibilidad de bases de datos biológicos y ambientales de acceso abierto (ej. WorldClim, e-birds), el desarrollo de herramientas basadas en sistemas de información geográfico, algoritmos matemáticos y software, permiten analizar a la biodiversidad desde una escala de paisaje y brindar soluciones factibles a problemas complejos de conservación (Tulloch et al. 2016). La transición exitosa entre planes a escala regional y acciones a escala local necesita una mejor comprensión de diferentes factores (ej. social, político, económico). Cabe destacar que, el rol de las áreas protegidas en la Argentina mejoró durante los últimos años (Martín y Chehébar 2001), sin embargo, es necesario agrandar esta red actual e incluir áreas de alto valor de biodiversidad potencial que se encuentran en áreas de las estepas magallánicas y en matorrales de mata negra que son utilizados principalmente para la ganadería en la provincia de Santa Cruz. Así mismo, a pesar de que los objetivos de la creación de áreas naturales protegidas han cambiado durante los últimos años (Watson et al. 2014), las nuevas áreas siguen sin estar dirigidas a lugares con alto interés de conservación (ej. especies de vertebrados amenazadas), siendo la minimización de conflictos con otros usos de la tierra, el principal objetivo (ej. ganadería). En este contexto, la estrategia de conservación más común en los últimos años en la provincia de Santa Cruz, fueron donaciones de establecimientos privados a la Administración del Parque Nacional para aumentar las áreas de conservación.



Por ejemplo, Ea. El Rincón en el Parque Nacional Perito Moreno (N° 641/16), Piedra del Fraile en el Parque Nacional Los Glaciares (N° 327/19) y Reservas Silvestres en el Parque Nacional Patagonia (N° 838/18 y N° 326/19). En este contexto, el mapa de biodiversidad potencial permite evaluar estas acciones y detectar posibles cambios en la eficiencia de la conservación. Estas áreas antes mencionadas, siguen ubicándose en áreas de montaña donde los valores de biodiversidad, sin embargo, algunas especies en peligro de extinción (por ejemplo, *Hippocamelus bisulcus*) presentan áreas críticas que deben ser consideradas para la conservación (Rosas et al. 2017).

Actualmente se están desarrollando nuevos enfoques de conservación orientados principalmente a los diferentes escenarios de uso de la tierra y al cambio climático: (i) Corredores ecológicos y de uso compartido de la tierra en áreas bajo manejo, que permitan aumentar los esfuerzos de conservación al combinar un mosaico de diferentes tipos de uso de la tierra (ej. zonas de amortiguamiento alrededor de áreas protegidas, agrosilvicultura y estrategias sostenibles de pastoreo) (Crespin y Simonetti 2019). (ii) Áreas protegidas móviles considerando la protección durante un tiempo y/o espacio específico (ej. período de reproducción o refugio para eventos extremos) (Carvalho et al. 2011). (iii) Nuevas áreas protegidas considerando modelos de distribución de especies con proyecciones climáticas futuras del hábitat potencial (Kujala et al. 2013). (iv) Restauración mediante la inclusión de sistemas degradados a áreas protegidas o como corredores para expandir las redes naturales protegidas actuales. La restauración puede variar desde métodos simples (ej. manejo de malezas) hasta las acciones más costosas y que demandan más tiempo (ej. crear nuevos ecosistemas) (Wintle et al. 2011). (v) Flujo de genes dirigido, donde individuos de la misma especie que están pre adaptados a condiciones futuras (ej. especies que están más expuestas a climas secos más cálidos) se trasladan para aumentar la capacidad de adaptación de otra población (Macdonald et al. 2017). A pesar de los múltiples enfoques innovadores para mejorar las estrategias de conservación de la biodiversidad (Reside et al. 2018), el primer paso para mejorar la efectividad de las áreas naturales protegidas y la conservación de la biodiversidad en paisajes manejados, es identificar con altos valores de biodiversidad potencial considerando múltiples grupos taxonómicos. Este estudio demostró que es posible aprovechar los actuales estudios de biodiversidad a nivel de paisaje y combinar esta información para crear mapas que soportan la toma de decisiones. Además, es posible combinar estos mapas con otros estudios (ej. mapa de huella humana) para lograr diferentes objetivos (ej. áreas con altos valores de biodiversidad potencial en áreas intactas) (Rosas et al. 2021c).





Capítulo 6

Sinergias y compensaciones entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad

En los últimos años, han aumentado los estudios que intentan entender la relación que existe entre la provisión de servicios ecosistémicos y la biodiversidad. Estas interacciones son muy poco conocidas, siendo difícil predecir los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos bajo factores complejos (ej. cambio climático, cambio de usos del suelo) que afectan a la biodiversidad (De Groot et al. 2010; Martínez Pastur et al. 2017). Uno de los desafíos en el diseño de planes de manejo y conservación es determinar las áreas donde existe una congruencia espacial entre altos valores de biodiversidad y múltiples servicios ecosistémicos a escala de paisaje. Muchas veces las acciones para mejorar la provisión de algunos servicios ecosistémicos (ej. ganadería), puede llevar a la disminución de otros servicios o de la biodiversidad (ej. ciclos de nutrientes, diversidad de plantas). Estas interacciones pueden definirse como: (i) 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 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. (ii) Compensaciones (trade-off), 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 (Peri et al. 2016a; Martínez Pastur et al. 2017). Existen distintas formas de manejar estas interacciones para reducir los conflictos o para mejorar la multifuncionalidad del paisaje. 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 del 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, debido a que la pérdida de servicios de regulación y soporte, así como de los culturales, en áreas de alto aprovechamiento de servicios de provisión puede afectar la sostenibilidad de esa producción, disminuir la posibilidad de diversificar las actividades económi-

cas e impactar negativamente el bienestar humano local. En este sentido, la provincia de Santa Cruz 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, hacia el este grandes ambientes de estepas y hacia el oeste los bosques de *Nothofagus* sobre el cordón montañoso y más húmedo de la Cordillera de los Andes. Estos ambientes esteparios presentan una gran fragilidad debido a su alto grado de desertificación (Del Valle et al. 1998), por lo tanto, la modificación de las características de la vegetación, suelo y nutrientes, pueden afectar la supervivencia de algunas especies (ej. lagartijas e insectos (Rosas et al. 2018, 2019a). Además, el sobreuso de estos ecosistemas pone en riesgo algunos servicios ecosistémicos de provisión como la ganadería debido a la disminución de la cobertura vegetal y al remplazo por especies menos palatables para el ganado (Peri et al. 2016a). Por otra parte, también se han descrito conflictos de uso e impacto para los bosques templados de la región Patagónica (Luque et al. 2010), siendo importantes las compensaciones que existen entre la biodiversidad y el manejo forestal, ganadería y turismo, entre otros (Peri et al. 2016b). En este contexto, la resiliencia de los bosques presenta un interés particular debido a la biodiversidad particular (ej. aves y plantas) y a las especies en peligro de extinción (ej. huemul) (Rosas et al. 2019b) que alberga estos ambientes, así como también debido a los efectos del cambio climático (ej. almacenamiento de carbono) (Peri et al. 2017).

Para analizar las sinergias y compensaciones que existen entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad en la provincia de Santa Cruz, se categorizó al mapa de biodiversidad potencial y se crearon 4 mapas nuevos relacionados a los diferentes servicios ecosistémicos, uno del total de servicios ecosistémicos y otros tres mapas relacionados a los grandes grupos (provisión, regulación y soporte, y culturales) (Fig.15). Primero, el mapa de biodiversidad potencial 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). Segundo, 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 servicios ecosistémicos re-escalados de 0,00 a 1,00.





El mapa de servicios ecosistémicos de provisión se obtuvo a partir de la sumatoria de los cinco mapas indicadores: la producción de cordero, la producción de lana sucia, la densidad de pozos petroleros, el volumen total sin corteza de los bosques de lenga y mixtos siempreverde, y el índice de potencial silvopastoril en los bosques de ñire. El mapa final de servicios ecosistémicos de provisión se clasificó en tres categorías, bajo (0,00-0,40), medio (0,41-0,44) y alto provisión del servicio (0,45-1,00). El mapa de servicios ecosistémicos de regulación y soporte se obtuvo a partir de la sumatoria de los seis mapas indicadores: stock de carbono orgánico, stock de fósforo total y stock de nitrógeno total en el suelo, productividad primaria neta anual, hábitat natural y diversidad genética de los bosques de Nothofagus. 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 cuatro mapas 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 de servicios ecosistémicos (0,00-1,00) a partir de la suma de los tres mapas de servicios ecosistémicos y se clasificó en bajo (0,00-0,33), medio (0,34-0,39) y alto provisión de servicios ecosistémicos (0,40-1,00).

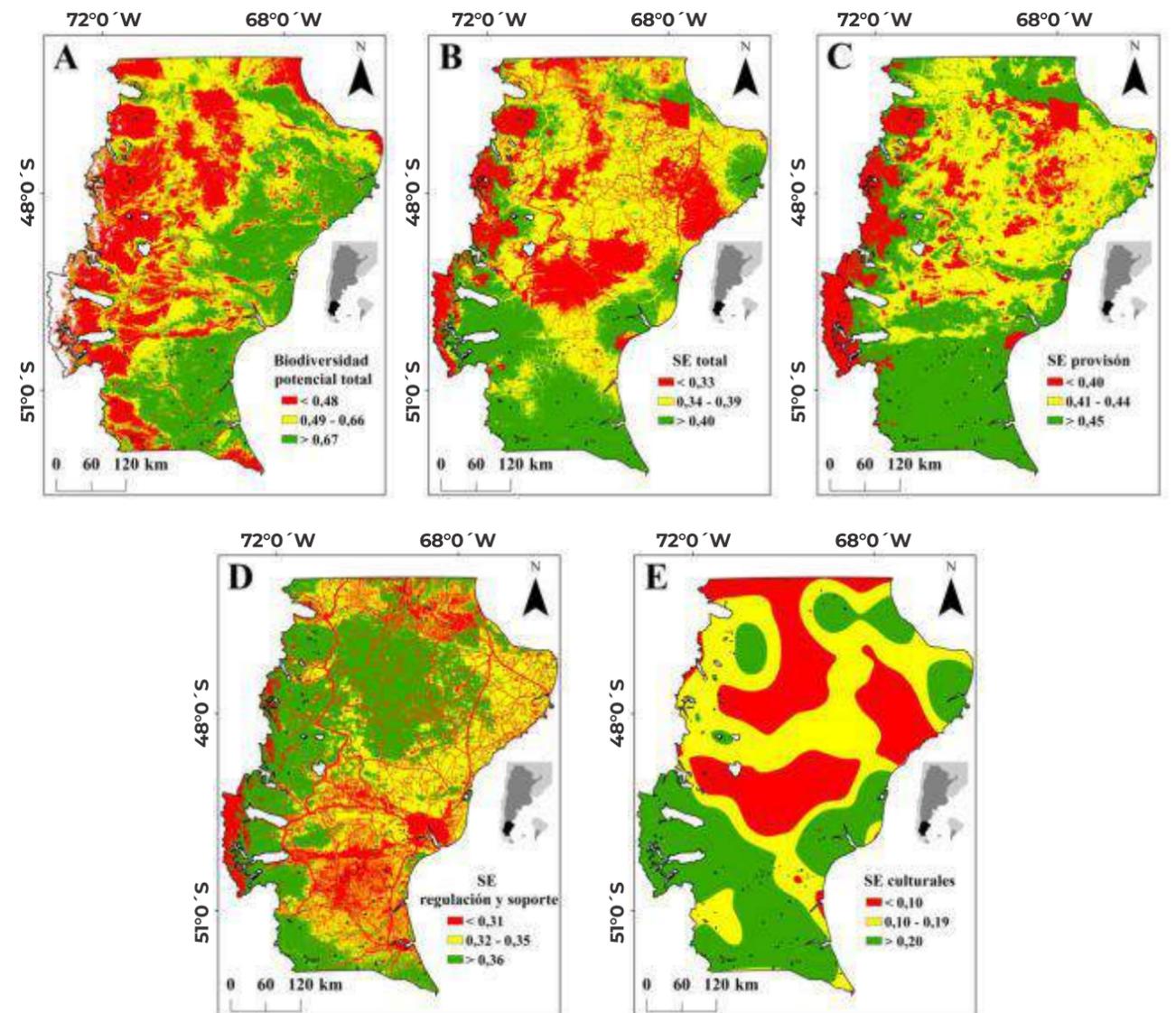


Figura 15. Mapas adimensionales categorizados (bajo = rojo, medio = amarillo y alto = verde) relacionados a la biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos para la Santa Cruz. (A) Mapa de biodiversidad potencial, donde: bajo < 0,48, medio = 0,49-0,66, alto > 0,67, (B) Total de servicios ecosistémicos, donde: bajo < 0,33, medio = 0,34-0,39, alto > 0,40, (C) Servicios ecosistémicos de provisión, donde: bajo < 0,40, medio = 0,41-0,44, alto > 0,45, (D) Servicios ecosistémicos de regulación y soporte, donde: bajo < 0,31, medio = 0,32-0,35, alto > 0,36, (E) Servicios ecosistémicos culturales, donde: bajo < 0,10, medio = 0,11-0,19, alto > 0,20.

Los mapas relacionados a la biodiversidad y a la provisión de servicios ecosistémicos cambiaron a través del paisaje en la provincia de Santa Cruz. La biodiversidad potencial (Fig. 15A) presentó los valores más altos (verde) hacia el este, mientras que los valores más bajos (rojo) hacia el oeste y norte de la provincia. El mapa de provisión total de servicios ecosistémicos (Fig. 15B) presentó los valores más altos hacia el sur llegando hasta los grandes lagos hacia el oeste y en sectores puntuales sobre la costa, y los valores medios y bajos se observaron en el centro y norte. 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 de servicios de provisión (Fig. 15C) presentó valores altos hacia el sur y oeste de la provincia, con valores medios hacia el centro norte, mientras que el mapa de regulación y soporte (Fig. 15D) mostró el patrón inverso respecto al mapa de servicios ecosistémicos total (los valores del servicio disminuyen hacia el este). Finalmente, para el mapa de servicios culturales (Fig. 15E), los valores altos se ubicaron hacia el suroeste y en algunas áreas puntuales de la costa y norte de la provincia,

coincidente con particulares servicios ecosistémicos culturales de la provincia (ej. Cueva de las Manos Patrimonio Mundial de la UNESCO, valores de identidad local). Al analizar los diferentes servicios ecosistémicos y las distintas áreas ecológicas (Tabla 10), se observó que la mayor provisión de servicios ecosistémicos total se encuentra en las Estepas Magallánicas Húmedas y Secas (0,40), donde se observan los valores más altos de servicios de provisión (0,60) y valores medios para el resto de los otros servicios (0,29 y 0,24). En segundo lugar, el Complejo Andino presentó valores altos de provisión de servicios ecosistémicos total (0,36), destacándose los servicios ecosistémicos de regulación y soporte (0,45) y culturales (0,38). En el pastizal Subandino, se observaron valores medio de provisión de servicios ecosistémicos total (0,34), presentando valores bajos para los servicios de provisión (0,28) y valores medios para los servicios restantes (0,41 y 0,35). En cuanto al Matorral de Mata Negra (0,19) y las áreas ecológicas esteparias del norte (0,17) presentaron la menor provisión total, mostrando valores medios para los servicios de provisión (0,47 y 0,42) y valores bajos para los otros servicios ecosistémicos.

Tabla 10: Valores medios de los mapas de servicios ecosistémicos (0,00-1,00) total y los distintos grandes grupos (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).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS				
ÁREA ECOLÓGICA	TOTAL	PROVISIÓN	REGULACIÓN Y SOPORTE	CULTURALES
COR	0,36	0,25	0,45	0,38
EMH-EMS	0,40	0,60	0,29	0,24
SMO-DCP-RDG	0,17	0,42	0,19	0,13
MMN	0,19	0,47	0,08	0,24
PS	0,34	0,28	0,41	0,35

Estos cambios en la provisión de los distintos servicios ecosistémicos y de la biodiversidad potencial a través del paisaje (Tabla 8), exponen la necesidad de evaluar la congruencia espacial entre los valores de biodiversidad y los múltiples servicios ecosistémicos (Tabla 11). En este sentido, la provisión de servicios ecosistémicos total fue mayor en áreas con baja biodiversidad potencial (0,26), donde los servicios de regulación y soporte (0,33 > 0,20 > 0,13) y los culturales (0,22 > 0,16 > 0,19)

aumentan a medida que disminuye la biodiversidad potencial, mientras que, los servicios ecosistémicos de provisión aumentan con la biodiversidad potencial (0,36 < 0,44 < 0,45). En particular, los servicios ecosistémicos de regulación y soporte, presentan diferentes comportamientos. Mientras que el carbono orgánico del suelo (0,34) y la productividad primaria neta anual (0,28) presentaron los valores más altos en áreas de alta biodiversidad potencial, el fósforo (0,51) y nitrógeno (0,39) total





del suelo, diversidad genética (0,08), y hábitat natural (0,72) presentaron los valores más altos en áreas con bajos valores de biodiversidad potencial. Por otra parte, entre los servicios culturales, los valores estéticos (0,26), de existencia (0,20) e identidad local (0,18) presentaron los valores más altos en áreas con baja biodiversidad potencial, mientras que los valores de recreación (0,41) presentaron el patrón inverso (Tabla 11). En cuanto a los servicios de provisión, la producción de cordero (0,61), lana sucia (0,75) y densidad de pozos petroleros (0,05) presentaron los valores más altos en áreas donde la biodiversidad potencial es mayor.

Tabla 11: Valores medios de los mapas de servicios ecosistémicos (0,00-1,00) total y los distintos grandes grupos (provisión, regulación y soporte y culturales), considerando distintos niveles de la biodiversidad potencial (bajo = 0,00-0,41, medio = 0,42-0,74 y alto = 0,75-1,00).

	BIODIVERSIDAD POTENCIAL		
	BAJO	MEDIO	ALTO
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS TOTAL	0,26	0,20	0,18
SERVICIOS DE PROVISIÓN	0,36	0,44	0,45
Producción de cordero	0,47	0,58	0,61
Producción de lana sucia	0,56	0,74	0,75
Índice de potencial silvopastoril	0,02	0,03	0,00
Volumen total sin corteza	0,08	0,01	0,00
Densidad de pozos petroleros	0,01	0,03	0,05
SERVICIOS DE REGULACIÓN Y SOPORTE	0,33	0,20	0,13
Stock de carbono orgánico en el suelo	0,31	0,24	0,34
Stock de fósforo total en el suelo	0,51	0,51	0,33
Stock de nitrógeno total en el suelo	0,39	0,21	0,18
Heterocigocidad esperada	0,08	0,03	0,00
Productividad primaria neta anual	0,22	0,20	0,28
Hábitat natural	0,72	0,55	0,37
SERVICIOS CULTURALES	0,22	0,16	0,19
Valor estético	0,26	0,15	0,10
Valor de existencia	0,20	0,14	0,20
Valor de identidad local	0,18	0,08	0,10
Valor de recreación	0,29	0,31	0,41

Finalmente, se analizó la asociación entre las distintas áreas ecológicas clasificadas de acuerdo a los niveles de la biodiversidad (alto y bajo) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) (Fig. 16a), así como entre los 15 indicadores de servicios ecosistémicos (Fig. 16b). El análisis de componentes principales (PCA), mostró 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.

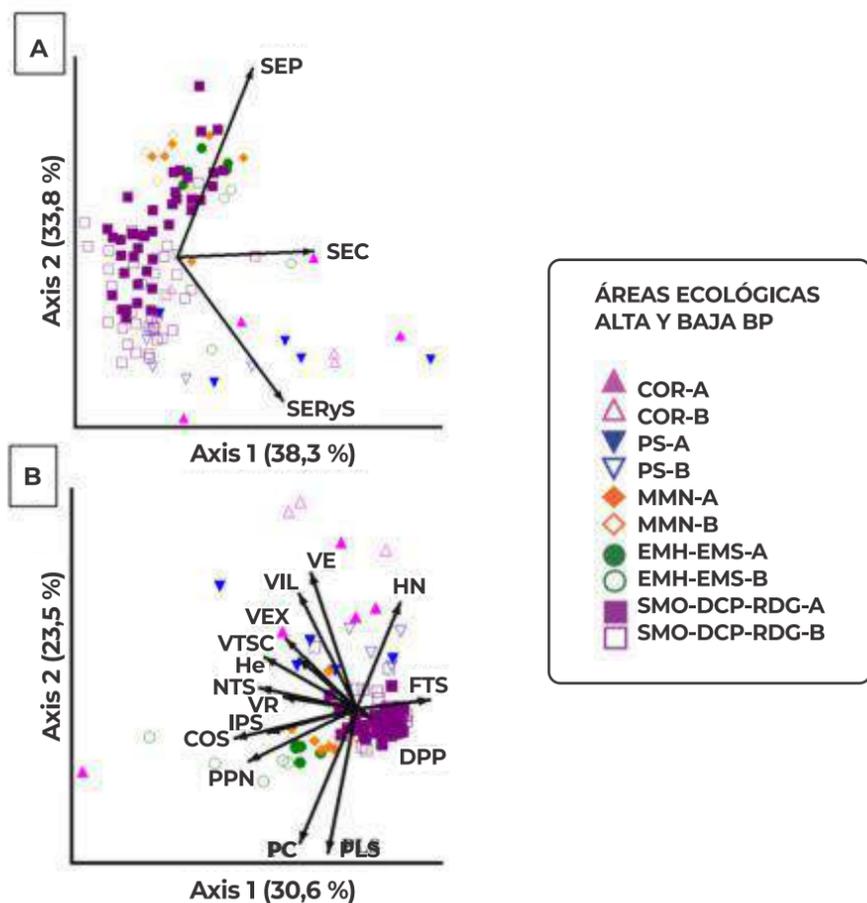


Figura 16. Análisis de componentes principales (PCA) realizado para las áreas ecológicas clasificadas de acuerdo al nivel (alto y bajo) de biodiversidad potencial (MBP) y los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y soporte y culturales) (a), y los 15 indicadores (b). Dónde: 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, PC = Producción de cordero, PLS = Producción de lana sucia, 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 = Heterociguidad 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.

Las áreas esteparias del sur (Estepas Magallánicas Húmedas y Secas y Matorral de Mata Negra), estuvieron más relacionadas con los servicios ecosistémicos de provisión y altos valores de biodiversidad potencial. En particular, se destacaron indicadores de servicios de provisión relacionados a la ganadería (producción de cordero y lana sucia), y de regulación y soporte (productividad primaria neta anual y carbono orgánico en el suelo). La asociación entre los servicios de provisión y los servicios de soporte y regulación, fue esperable y muestra que los pastizales con mejor productividad tienen mayores actividades ganaderas en la provincia. Los altos valores de biodiversidad, se relacionan principalmente con la alta biodiversidad de plantas, siendo el *Carex spp.* y la *Festuca pallezens* las

especies más características (Peri et al. 2013) de estos ambientes. Además, se destacan altos valores de biodiversidad potencial de aves y escarabajos oscuros que se ven fuertemente amenazados por la actividad económica realizada en el área. En menor medida, se relacionaron otros indicadores de servicios de regulación y soporte (nitrógeno total en el suelo), así como culturales (valor de recreación), que también se asocian a las áreas cordilleranas.

Los principales conflictos que presenta esta área se deben a los impactos que genera el aprovechamiento de los servicios de provisión relacionados a la ganadería sobre los otros servicios ecosistémicos y la biodiversidad. Los impactos de la ganade-

ría sobre la productividad primaria neta anual fueron determinados por Peri et al. (2016c) quienes encontraron una disminución en la productividad en aquellas áreas donde existe un sobrepastoreo de la vegetación. Además, la productividad primaria neta anual presenta una fuerte relación con la biodiversidad, así como la relación entre carbono orgánico en el suelo y la biodiversidad de especies de plantas en peligro de extinción (Peri et al. 2019c). En estas áreas también se destacan altos valores de biodiversidad de aves, presentando fuertes compensaciones con algunas prácticas económicas que promueven el aumento de servicios de provisión (Kusch et al. 2016). En cuanto a los servicios culturales, la recreación puede generar fuertes compensaciones con la biodiversidad debido al ingreso de especies exóticas que los turistas o la gente local puede trasladar desde centros poblados hacia estas áreas, afectando así la diversidad de especies nativas. Cabe destacar que, estas áreas están poco representadas en la red de áreas protegidas (<3% de las superficies de las estepas del sur y matorrales), presentando una gran matriz de establecimientos privados, donde la principal actividad económica productiva que se desarrolla es la ganadería, junto con una compleja red de caminos y rutas de importancia nacional que conectan a los establecimientos privados con diferentes centros poblados, puertos de importancia comercial y con la capital (Río Gallegos). Entre las áreas protegidas, se destaca el parque nacional Monte León que presenta bajos valores de naturalidad, debido al histórico uso (ej. ganadería) y cercanía a pueblos. Además, se destacan otras áreas protegidas, como la reserva provincial Aves Migratorias, que preservan ambientes costeros importantes para la conservación de aves de playa. Estas características de usos y protección de las áreas esteparias del sur, determinan que deban aplicarse prácticas de manejo sustentables que permitan conservar la biodiversidad dentro de sistemas productivos. Por ejemplo, el Plan ganadero ovino de la provincia (Ley n° 25.422) define pautas de mejora de la actividad ganadera a partir del trabajo interdisciplinario entre el CAP (Consejo Agrario Provincial), INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), SENASA (Servicio Nacional de Sanidad Animal), UNPA (Universidad Nacional de la Patagonia Austral), grupos de productores privados (ej. Estancias de Patagonia S.A.) y otras entidades públicas, considerando factores de mejora social,

económica y potenciales compensaciones con la conservación de la biodiversidad. En este ámbito se evalúa entre otros aspectos, buscar solución a la competencia por forraje entre el guanaco y el ganado. Así mismo, algunos estudios han establecido la 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).

Las áreas cordilleranas (Complejo Andino y Pastizal Subandino), estuvieron más relacionadas a los servicios de regulación y soporte con valores altos y bajos de biodiversidad potencial. En particular, se destacaron los indicadores de servicios de provisión relacionados a la producción forestal y al uso ganadero de los bosques (índice de potencial silvopastoril de los bosques de ñire y volumen total sin corteza de los bosques de lenga y mixtos siempreverdes), de regulación y soporte (hábitat natural y heterociguidad esperada de los bosques de *Nothofagus* se asociaron más con las áreas cordilleranas) y culturales (valor estético, identidad local y de existencia). Los altos valores de biodiversidad se relacionan principalmente con los altos valores del hábitat potencial del huemul (Rosas et al. 2017), así como también valores medios a altos de algunas especies de plantas asociadas a los bosques de *Nothofagus* (ej. *Acaena magellanica*, *Avenella flexuosa* y *Baccharis magellanica*), principalmente en los bosques de ñire en la zona sur-oeste de la provincia (ej. *Berberis empetrifolia* y *Agrostis capillaris*) donde los valores de biodiversidad potencial fueron altos (Rosas et al. 2019b). Además, en estos ambientes extremos habitan muchas aves (ej. *Agriornis lividus*, *Aphrastura spinicauda* y *Scytalopus magellanicus*) que son características de los bosques de *Nothofagus*.

En cuanto a los servicios de provisión, el índice de potencial silvopastoril se asocia a los bosques de ñire, donde la ganadería es la principal actividad económica de estos bosques que se encuentran asociados a la estepa en áreas ecotónicas, proporcionando alimento a partir de la biomasa de los pastizales y refugio para los animales en el bosque (Peri et al. 2016b). Además, los bosques de ñire presentan múltiples microambientes que permiten la supervivencia de un gran número de especies de plantas, donde los bosques abiertos de ñire admiten más especies de arbustos y gramíneas que



aquellos bosques cerrados de ambientes húmedos (Peri y Ormaechea 2013). Cabe destacar que el manejo silvopastoril pretende combinar las ganancias económicas bajo un manejo sostenible y amigable con el ecosistema, abriendo el bosque para aumentar la biomasa del sotobosque, pero manteniendo una estructura vertical y horizontal a nivel de establecimiento que conserve biodiversidad (Peri et al. 2016b). En este sentido, este tipo de manejo del bosque podría generar sinergias con la biodiversidad y los demás servicios ecosistémicos, por ejemplo, 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). Es importante, tener en cuenta que la estructura y composición de la copa de los árboles en estos sistemas determinan condiciones abióticas, que influyen en las especies de aves y plantas que habitan el bosque, donde 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; Peri et al. 2019a). 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 otro lado, en los bosques de lenga se destacan algunos servicios de provisión relacionados a la actividad forestal (volumen total sin corteza), los servicios culturales (valor estético, identidad local y existencia) y algunos servicios de regulación y soporte (hábitat natural, heterocigocidad esperada los bosques de *Nothofagus* y nitrógeno total del suelo). Los principales conflictos que presentan estas áreas cordilleranas se relacionan los servicios de provisión relacionados a la actividad forestal, donde 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 forestales 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 de los bosques nativos disminuyen debido a la pérdida de hábitats (ej. árboles maduros) (Soler et al. 2016). En cuanto a los servicios culturales, las características biofísicas (ej. montañas, agua) y la presencia de especies emblemáticas (ej. huemul) en estos bosques, representan un gran atractivo para estos tipos de servicios (Martínez Pastur et al. 2016b). Estas áreas cordilleranas presentan la mayor superficie bajo áreas protegidas (>70% de la superficie del Complejo Andino), pudiendo así maximizar las sinergias entre la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de servicios de regulación y soporte y culturales. Estos tipos de sinergias han sido identificadas por otros estudios y además han sido utilizadas para la identificación y creación de nuevas áreas protegidas (Plieninger et al. 2015). En contraste, el área ecológica Pastizal Subandino presenta una menor superficie bajo protección (2,69%), siendo importante para esta área la reciente creación del parque nacional Patagonia, el cual protege áreas claves para la conservación de colonias reproductivas del macá tobiano y otros mamíferos característicos de las estepas alto andinas (ej. puma, guanaco), representado un importante aporte en el aumento de la protección de la biodiversidad y servicios ecosistémicos de las estepas alto andinas.

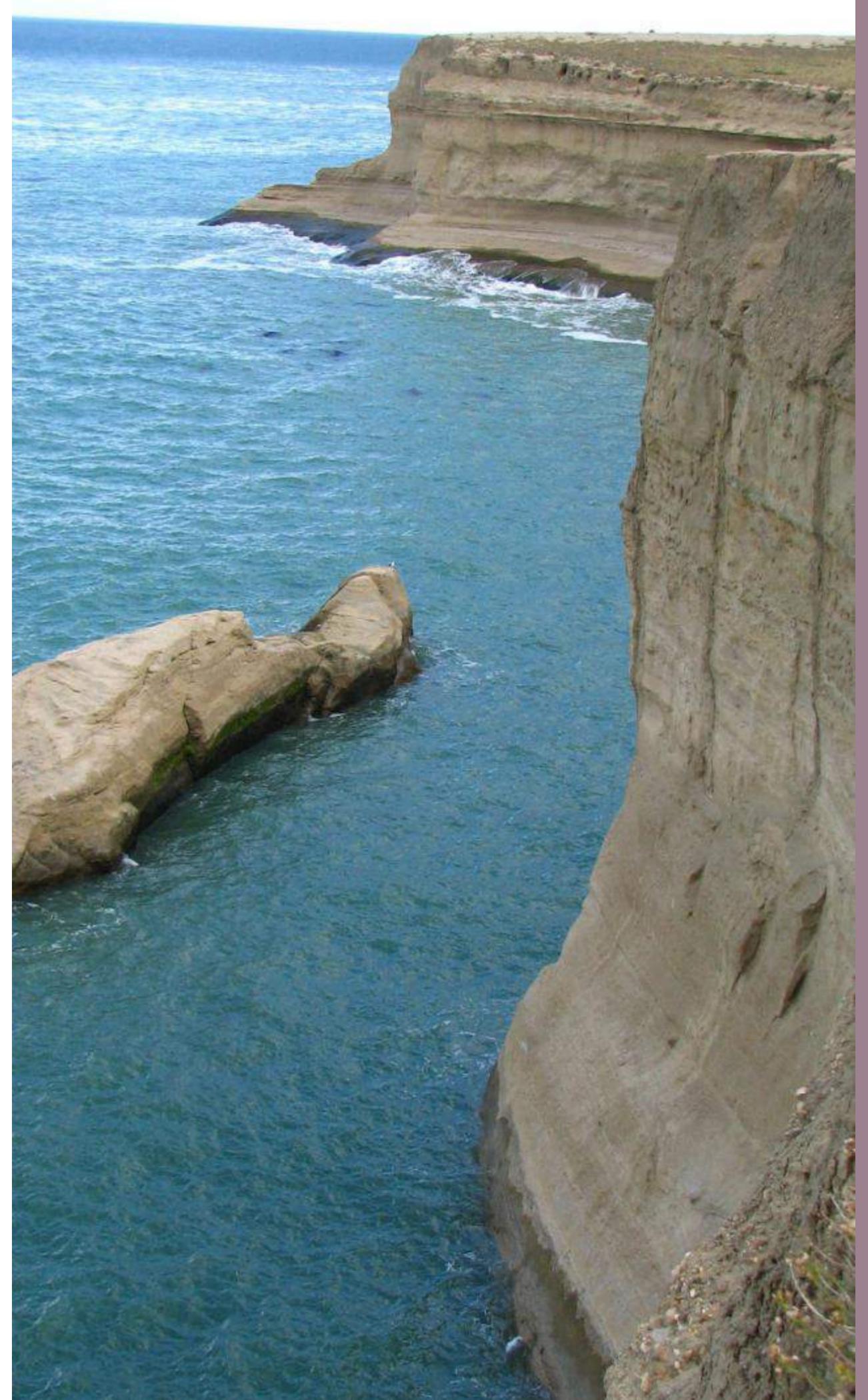
Si bien las áreas esteparias del norte (Sierras y Mesetas Occidentales, Distrito Central Patagónico, Región Del Golfo) no se relacionaron con ninguno de los tres grandes grupos de servicios ecosistémicos, las áreas con altos valores de biodiversidad potencial presentan altos valores de algunos servicios ecosistémicos de provisión relacionados 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 (Rosas et al. 2018), destacándose *Liolaemus bribronii*,

L. fitzingerii, Diplolaemus bibronii, Homonota darwinii darwinii, siendo H. darwinii darwinii la especie de geco más austral, además se destacan con valores medios a altos la biodiversidad potencial de tenebriónidos (Rosas et al. 2019a). Estos ambientes áridos y semiáridos se destacan por sus altos nivel de endemismo, presentando algunas especies (ej. Nyctelia. Fitzroyi) altos valores de especialización y marginalidad, lo que indica que la especie vive 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 las áreas protegidas, y en este sentido, la biodiversidad presente dentro de la reserva provincial Mesera Espinosa y El Cordón se encuentra fuertemente comprometida (Ley n° 2.185). Adicionalmente, las áreas esteparias del norte con bajos valores de biodiversidad se asociaron con algunos servicios de regulación y soporte (fósforo total del suelo). A pesar de que la variación en la provisión de estos tipos de servicios ecosistémicos se encuentra más relacionado a factores físicos que biológico (ej. baja lixiviación), en estas áreas ecológicas existe una alta fragilidad ante cambios en el uso del suelo y cambios climáticos (Gaitán et al. 2019; Peri et al 2021d) con altos valores desertificación (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.

La provincia de Santa Cruz presenta una gran variedad de servicios ecosistémicos, algunas áreas ecológicas se destacan por la provisión de distintos tipos de servicios (ej. estepas magallánicas húmeda y seca), mientras que otras áreas presentan pocos servicios (ej. estepas secas del norte). Esta multifuncionalidad de los ecosistemas expone la necesidad de implementar sistemas de manejo que permitan potenciar las sinergias y minimizar las compensaciones entre los diferentes servicios, y si además incorporamos a la biodiversidad, las relaciones se vuelven más complejas (Cordingley et al. 2015). La intensificación de la ganadería y del aprovechamiento forestal han demostrado que llevan a la optimización de uno o sólo algunos servicios ecosistémicos (ej. servicios de provisión) provocando una reducción en la diversidad y resiliencia de los ecosistemas, así como en la biodiversidad (Martínez Pastur et al. 2002; Peri et al. 2016a). 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). Recientemente, las agendas científicas y políticas

sobre biodiversidad han empezado a incluir las evaluaciones de los servicios ecosistémicos de los recursos naturales, y reconocieron la tarea crucial de monitorearlos para determinar la efectividad y el progreso en el marco de políticas públicas (Peri et al. 2021a). Esta incorporación lenta se debe a diferentes factores, siendo la caracterización (ej. mapeo) de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad necesarios para apoyar las tomas de decisiones a escala de paisaje (Cordingley et al. 2015). En la Patagonia, se han producido enormes avances en el estudio de los servicios ecosistémicos (Peri et al. 2021e) y en particular para la provincia de Santa Cruz a nivel de valoración desde enfoques socio-económicos (Peri et al. 2021c), identificación de servicios ecosistémicos con estructuras biofísicas específicas (ej. secuestro de carbono con los bosques) (Peri et al. 2018, 2019c, 2021c), el análisis de sinergias y compensaciones en sistemas productivos (ej. silvopastoril) (Peri et al. 2016a, Rosas et al. 2021b) 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 sentido, en las áreas esteparias se destaca la Ley n° 25.422 que tiene como objetivo adecuar y modernizar los sistemas productivos ovinos a fin de permitir la sostenibilidad a través del tiempo. Esta ley contempla el Plan Ganadero Ovino Provincial, cuya finalidad es mejorar la competitividad, el desarrollo y la sustentabilidad del sistema ovino extensivo de la provincia, considerando la adecuación de la carga animal, descansos y manejo diferencial de ambientes de acuerdo a su capacidad productiva. Además, se incluye la Ley Provincial n° 3039/08 y el Programa Provincial de Manejo Sustentable del Guanaco, promoviendo el aprovechamiento sustentable de la especie, siendo de gran importancia para aumentar las sinergias con la biodiversidad. Por otro lado, el aporte a nivel de políticas públicas en los bosques también ha sido significativo, por ejemplo, la Ley n° 26.331 promueve el 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 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 (MBGI)" ha definido diferentes lineamientos para la matriz productiva que permitan el mantenimiento de los componentes estructurales y funcionales del bosque nativo, y por ende de sus servicios ecosistémicos.



Bibliografía

Abson, DJ, von Wehrden, H, Baumgärtner, S, Fischer, J, Hanspach, J, Härdtle, W, Heinrichs, H, Klein, AM, Lang, DJ, Martens, P, Walmsley, D (2014) Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecological Economics* 103: 29-37.

Aguiar MR, Sala OE (1998) Interactions among grasses, shrubs, and herbivores in Patagonian grass-shrub steppes. *Ecología Austral* 8: 201-210.

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.

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, p28.

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.

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. *Agroforestry Systems* 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, Williams M, Ammann C, Berninger F, Flechard C, Jones S, Balzarolo M, Kumar S, Newesely C, Privitzar 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.

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.

Bailey DW y Brown JR (2011) Rotational grazing systems and livestock grazing behavior in shrub-dominated semiarid and arid rangelands. *Rangeland Ecology & Management* 64:1-9.

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.

Borrelli P, Cibils A (2005) Rural depopulation and grassland management in Patagonia. En: Reynolds SG, Frame J (eds.), *Grasslands: Developments, Opportunities, Perspectives*. Science Publishers: Enfield, pp. 461-487.

Beaumont, NJ, Mongrue, R, Hooper, T (2017) Practical application of the Ecosystem Service Approach (ESA): lessons learned and recommendations for the future. *Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13(3): 68-78.

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.

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, Condon 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.

Brockhoff E, Jactel H, Parrotta J, Quine C, Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17(5): 925-951.

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.

Cardinale BJ (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401): 59-67.

Casalegno S, Inger R, Desilvey C, Gaston KJ (2013) Spatial covariance between aesthetic value and other ecosystem services. *PloS One* 8(6): e-68437, p5.

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, Cheli GH, Flores GE (2011) 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.

Carvalho SB, Brito JC, Crespo EG, Watts ME, Possingham HP (2011) Conservation planning under climate change: toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biodiversity and Conservation* 144: 2020-2030.

Chébez JC, Rey NR, Williams JD (2005) Reptiles de los Parques Nacionales de la Argentina. LOLA (ed.), Argentina.

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.

Coetzee BWT (2017) Evaluating the ecological performance of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 26(1): 231-236.

Conroy MJ y Peterson JT (2013) Decision making in natural resource management: a structured, adaptive approach. Wiley, Washington, DC.

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.

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, p15.

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.

Conant RT, Paustian K, Elliott ET (2001) Grassland management and conservation into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11(2): 343-355.

Cabrera AL y Willink A (1973) Biogeografía de América latina. Monografía 13, Serie de Biología, Washington, DC, p117.

Coronato F (2015) Ovejas, territorio y políticas públicas en la Patagonia. *Estudios del ISHiR*. 5(13): 6-19.

Coronato F, Fasioli E, Schweitzer A, Tourrand JF (2015) Rethinking the role of sheep in the local development of Patagonia, Argentina. *Revue d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux* 68(2-3): 129-133.

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.

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.

Crespin SJ, Simonetti JA (2019) Reconciling farming and wild nature: Integrating human-wildlife coexistence into the land-sharing and land-sparing framework. *Ambio* 48: 131-138.

Davidson EA, Trumbore SE, Amundson R (2000) Biogeochemistry: Soil warming and organic carbon content. *Nature* 408(6814): 789-790.
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, Spiereburg 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.

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.
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.

Daily GC y Matson PA (2008) Ecosystem services: from theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28): 9455-9456.

De Groot RS (1992) Functions of nature. Wolters Noordhoff BV, Groningen, The Netherlands, p 315.

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, Rodríguez 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.

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.

FAO (2020) Biodiversity for food and agriculture and ecosystem services -Thematic Study for The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb0649en>.

Fraser, EDG, Dougill, AD, Mabee, WE, Reed, M, McAlpine, P (2006) Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management* 78: 114-127.

Felipe-Lucia, MR, Martín-López, B, Lavorel, S, Berraquero-Díaz, L, Escalera-Reyes, J, Comín, FA (2015) Ecosystem services flows: Why stakeholders' power relationships matter. *PLoS ONE* 10(7): e-0132232.

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.

Fagerholm N, Käyhkö N, Ndumbaro F, Khamis M (2012) Community stakeholders' knowledge in landscape assessments: mapping indicators for landscape services. *Ecological Indicators* 18: 421-433.

Fioramonti, L (2014) *How numbers rule the World: The use and abuse of statistics in global politics*. Zed Books, London, UK.

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.

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.

Franks, DM, Davis, R, Bebbington, AJ, Ali, SH, Kempa, D, Scurrahg, M (2014) Conflict translates environmental and social risk into business costs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 7576-7581.

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.

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.

Golluscio RA, Paruelo JM, Mercau JL, Deregibus VA (1998) Urea supplementation effects on the utilization of low-quality forage and lamb production in Patagonian rangelands. *Grass and Forage Science* 53(1): 47-56.

González L y Rial P (2004) *Guía Geográfica Interactiva de Santa Cruz*. INTA (ed.). Santa Cruz, Argentina, p59.

Gorg C y Rauschmayer, F (2009) Multi-level-governance and the politics of scale-the challenge of the Millennium Ecosystem Assessment. En: Kutting G, Lipschutz R (eds.) *Environmental governance, power and knowledge in a local-global World*. Routledge, pp 81-99.

Gaitán JJ, Bran DE, Oliva GE, Stressors PA (2019) *Patagonian Desert*. Elsevier Inc, p19.

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.

González RE, Labuonera D, Russel AJF (1997) The effects of ewe live weight and body condition score around mating on production from four sheep breeds in extensive grazing systems in Uruguay. *Animal Science* 64(1): 139-145.

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.

Guntiñas 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*, p30.

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.

Hernández Morcillo M, Plieninger T, Bieling C (2013) An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicator* 29: 434-444.

Hirzel AH, Hausser J, Perrin N (2004) *Biomapper 3.1*. Division of conservation biology, University of Bern, Bern, Switzerland.

Holechek JL, Pieper RD, Herbel CH (2010) *Range Management: Principles and Practices* (6th ed.). Pearson, New Jersey.

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.

Ito A (2011) A historical meta-analysis of global terrestrial net primary productivity: are estimates converging?. *Global Change Biology* 17(10): 3161-3175.

Jobbágy EC, Sala OE, Paruelo JM (2002) Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: A remote sensing approach. *Ecology* 83: 307-319.

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.

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.

Klain SC y Chan KMA (2012) Navigating coastal values: participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics* 82:104-113

Kubisch EL, Corbalán V, Iburgüengoytía 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.

Kujala H, Moilanen A, Araujo MB, Cabeza M (2013) Conservation planning with uncertain climate change projections. *PLoS one* 8: e-53315.

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.

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.

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.

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.

Lillesand TM y Kiefer RW (2000) *Remote sensing and image interpretation* (4th ed). Wiley. New York, Chichester, USA, p287.

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.

Lencinas MV, Martínez Pastur G, Anderson CB, Busso C (2008a) 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, Rivero P, Busso C (2008b) Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiversity and Conservation* 17(11): 2579-2597.

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.

Macdonald SL, Llewelyn J, Moritz C, Phillips BL (2017) Peripheral isolates as sources of adaptive diversity under climate change. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: e-88.

Mace G, Norris K, Fitter A (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecology and Evolution* 27(1): 19-26.

Menzel S y Teng J (2009) Ecosystem services as a stakeholder-driven concept for conservation science. *Conservation Biology* 24:907-909.

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.

Martín CE y Chehébar C (2001) The national parks of Argentinian Patagonia—management policies for conservation, public use, rural settlements, and indigenous communities. *Journal of The Royal Society of New Zealand* 31(4): 845-864.

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, 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, Krepis 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, 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.

McGehee SM y Eitner JC (2007) Diet of the patagonian Sierra-finch (*Phrygilus patagonicus*) on Navarino island, Chile. *Ornitología Neotropical* 18: 449-452.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) Ecosystems and human wellbeing: Current state and trends. Island Press, Washington, USA.

Milcu A, Hanspach J, Abson D, Fischer J (2013) Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecology and Society* 18(3):44.

Moritz C (2002) Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic biology*, 51(2): 238-254.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, GaB Da Fonseca, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.

Norton B (2005) Sustainability: A philosophy of adaptive ecosystem management. Chicago, University of Chicago Press, Chicago, USA.

Oliva G, Gonzalez L, Ruia P (2004) Áreas Ecológicas. En: Gonzalez L y Rial P (ed.) Guía Geográfica Interactiva de Santa Cruz. INTA (ed.), pp. 14-15.

Ormaechea S., Peri P.L., Molina R., Mayo J.P. (2009). Situación y manejo actual del sector ganadero en establecimientos con bosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia sur. *Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*, pp. 385-393, Ediciones INTA. Posadas, Misiones, 14 al 16 de Mayo 2009.

Ormaechea S y Peri PL (2015) Landscape heterogeneity influences on sheep habits under extensive grazing management in Southern Patagonia. *Livestock Research for Rural Development* 27: e-105.

Ormaechea S, Peri PL, Cipriotti PA, Distel RA (2019a) El cuadro de pastoreo en los sistemas extensivos de Patagonia Sur: Percepción y manejo del pastoreo heterogéneo. *Ecología Austral* 29: 166-176.

Ormaechea S, Escribano C, Pighin D, Peri PL (2019b) Suplementación proteica posinvernal en sistemas bovinos extensivos de Tierra del Fuego. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 45: 44-353.

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.

Pauly Dy Christensen V (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374(6519): 255-257.

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 Prieto MB, Traba Díaz J (eds.), *Steppe Ecosystems: Biological Diversity, Management and Restoration* (Chapter 4). NOVA Science Publishers, Inc., New York, USA. pp.73-95.

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, Martínez Pastur G (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, Iglesia 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, YM Rosas, B Ladd, S Toledo, RG Lasagno, G Martínez Pastur (2018) Modelling soil carbon content in South Patagonia and evaluating changes according to climate, vegetation, desertification and grazing. *Sustainability* 10: e-438, p14.

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, YM Rosas, B Ladd, S Toledo, RG Lasagno, G Martínez Pastur (2019b) Modeling Soil Nitrogen Content in South Patagonia across a Climate Gradient, Vegetation Type, and Grazing. *Sustainability* 11(9): e-2707, 15 pp.

Peri PL, Lasagno RG, Martínez Pastur G, Atkinson R, Thomas E, Ladd B (2019c) Soil carbon is a useful surrogate for conservation planning in developing nations. *Sci Rep* 9(1): e-3905, 6 pp.

Peri PL, Nahuelhual L, Martínez Pastur G (2021a) Ecosystem services as a tool for decision making in Patagonia. En: Peri PL, Martínez Pastur G, Nahuelhual L (eds.), *Ecosystem Services in Patagonia: A Multi-Criteria Approach for an Integrated Assessment* (Chapter 1). Springer Nature: Natural and Social Sciences of Patagonia, Cham, Switzerland, pp. 1-17.

Peri PL, Toledo S, Rosas YM, Huertas L, Vettese E, Martínez Pastur G (2021b) Sociocultural valuation of ecosystem services in Southern Patagonia, Argentina. En: Peri PL, Martínez Pastur G, Nahuelhual L (eds.), *Ecosystem Services in Patagonia: A Multi-Criteria Approach for an Integrated Assessment* (Chapter 14). Springer Nature: Natural and Social Sciences of Patagonia, Cham, Switzerland, pp. 287-306.

Peri PL, YM Rosas, E Rivera, G Martínez Pastur (2021c) Lamb and wool provisioning ecosystem services in Southern Patagonia. *Sustainability* 13: e-8544, 15pp.

Peri PL, Lasagno R, Chartier M, Roig F, Rosas YM, Martínez Pastur G (2021d) Soil erosion rates and nutrient loss in rangelands of Southern Patagonia. En: Della Sala D, Goldstein M (eds.), *The Encyclopedia of Conservation - Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences* (Chapter 9), Elsevier, Amsterdam, Netherlands. pp. 1-8.

Peri PL, Nahuelhual N, Martínez Pastur G (2021e) Ecosystem Services in Patagonia: A Multi-Criteria Approach for an Integrated Assessment. Springer Nature.

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.

Postel SL, Daily GC, Ehrlich PR (1996) Human appropriation of renewable freshwater. *Science* 271(5250): 785-788.

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.

Podestá MM, Raffino RA, Paunero RS, Rolandi DS (2005) El arte rupestre de Argentina indígena: Patagonia. Grupo Abierto Comunicaciones. Argentina, p 18.

Reside AE, Butt N, Adams VM (2018) Adapting systematic conservation planning for climate change. *Biodiversity and Conservation*, 27(1):1-29.

Reyers B, Biggs R, Cumming GS, Elmqvist T, Hejnovic AP, Polasky S (2013) Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(5): 268-273.

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, 14 pp.

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.

Rosas YM, Peri PL, Carrara R, Flores G, Pedrana J, Martínez Pastur G (2019a) 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 (2019b) 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.

Rosas YM, Peri PL, Pidgeon AM, Politi N, Pedrana J, Díaz-Delgado R, Martínez Pastur G (2021a) Human footprint defining conservation strategies in Patagonian landscapes: Where we are and where we want to go? *Journal for nature conservation* 59: 1259-1266.

Rosas YM, Peri PL, Lencinas MV, Martínez Pastur G (2021b) Improving the knowledge of plant potential biodiversity-ecosystem services links using maps at regional level in Southern Patagonia. *Ecological Processes* 10: e-53, 26pp.

Rosas YM, Peri PL, Carrasco J, Lencinas MV, Pidgeon AM, Politi N, Martinuzzi S, Martínez Pastur G (2021c) Improving Potential Biodiversity and Human Footprint in *Nothofagus* Forests of Southern Patagonia through the Spatial Prioritization of their Conservation Values, in: Shit, P.K., Reza, H., Das, P., Sankar Bhunia, S. (Eds.). *Spatial Modeling in Forest Resources Management*. Springer, Cham, pp. 441-471.

Rojstaczer S, Sterling SM, Moore NJ (2001) Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294(5551): 2549-2552.

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.

Saarikoski, H, Primmer, E, Saarela, S-R, Antunes, P, Aszalós, R, Baró, F, Berry, P, Garcia Blanco, G, Gómez-Baggethun, E, Carvalho, L, Dick, J, Dunford, R, Hanzu, M, Harrison, PA, Izakovicova, Z, Kertész, M, Kopperoinen, L, Köhler, B, Langemeyer, J, Lapola, D, Liqueste, C, Luque, S, Mederly, P, Niemelä, J, Palomo, I, Martínez Pastur, G, Peri, PL, Preda, E, Priess, JA, Santos, R, Schleyer, C, Turkelboom, F, Vadineanu, A, Verheyden, W, Vikström, S, Young, J (2018) Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice. *Ecosystem Services* 29:579-598.

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.

Smith HF, Sullivan CA (2014) Ecosystem services within agricultural landscapes-farmers' perceptions. *Ecological Economics* 98: 72-80.

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: 537-545.

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.

Scheimberg S (2007) Experiencia reciente y desafíos para la generación de renta petrolera "aguas arriba" en la Argentina. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. <http://hdl.handle.net/11362/3576>

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.

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.), Río Negro, Argentina, p 57.

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.

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.

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.

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, Palomo 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.

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, Tylanakis JM, Kumar P, Brockerhoff 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.

Trier Bjerring A, Peri PL, Christiansen R, Vargas-Bello-Pérez E, Hansen HH (2020) Rangeland grazing management in Argentine Patagonia. *International Journal of Agriculture and Biology* 24: 1041-1052.

Tulloch AIT, Sutcliffe P, Naujokaitis-Lewis I, Tingley R, Brotons L, Ferraz KMPMB, Possingham H, Guisan A, Rhodes JR (2016) Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. *Biological Conservation* 199: 157-171.

Vallentine JF (2001) *Grazing Management* (2nd ed.) Academic Press, San Diego.

Venter O, Sanderson EW, Magrach 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.

Vermeulen S, Koziell I (2002) Integrating global and local values: A review of biodiversity assessment. IIED, London, UK.

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.

Watson JE, Dudley N, Segan DB, Hockings M (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature*. 515: 67-73.

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.

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.

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.

Wintle BA, Bekessy SA, Keith DA, van Wilgen BW, Cabeza M, Schroder B, Carvalho SB, Falcucci A, Maiorano L, Regan TJ, Rondinini C, Boitani L, Possingham HP (2011) Ecological-economic optimization of biodiversity conservation under climate change. *Nature Climate Change* 1: 355-359.

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.



Anexos

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

Grupo	ESPECIE	ACRON	FAMILIA	N
MAMÍFERO	<i>Hippocamelus bisulcus</i>	HIBI	Cervidae	300
AVES	<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
	<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
	<i>Pteroptochos tarnii</i>	PTTA	Rhinocryptidae	21
	<i>Pygarrhichas albugularis</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	

Grupo	ESPECIE	ACRON	FAMILIA	N
LAGARTIJAS	<i>Diplolaemus bibronii</i>	DIBI	Leiosauridae	42
	<i>Homonta darwinii darwinii</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
	<i>Liolaemus sarmientoi</i>	LISA	Liolaemidae	23
TENEBRIÓNIDOS	<i>Emmalleria multipunctata</i>	EMMU	Tenebrionidae	46
	<i>Epipedonota lata</i>	EPLA	Tenebrionidae	36
	<i>Epipedonota tricolorata</i>	EPTR	Tenebrionidae	30
	<i>Mitragenius araneiformis</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
	<i>Praocis bicarinata</i>	PRBI	Tenebrionidae	33
	PLANTAS	<i>Acaena magellanica</i>	ACMA	Rosaceae
<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>Chilotrimum diffusum</i>		CHDI	Asteraceae	195
<i>Chuquiraga aurea</i>		CHAU	Asteraceae	55
<i>Chuquiraga avellaneda</i>		CHAV	Asteraceae	35
<i>Clinopodium darwinii</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

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>	MYGR	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 sorianoi</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	