

MESA **BIODIVERSIDAD**

Capítulo 4 **Áreas protegidas y restauración en el contexto del cambio climático en Chile**



COMITÉ CIENTÍFICO DECAMBIO CLIMÁTICO

AUTORES

Coordinadores

Pablo A. Marquet^{1,2} (Coordinador mesa y submesa), Miriam Fernández^{1,3}, Patricio Pliscoff¹, Cecilia Smith-Ramírez^{4.}

Coautores

Eduardo Arellano^{1,5}, Juan Armesto^{1,2}, Ramiro Bustamante^{6,2}, Patricio Camus⁷, América Paz Durán^{4,2}, Cristián Echeverría^{8,9}, Taryn Fuentes-Castillo¹, Aurora Gaxiola^{1,2}, Carlos Gaymer^{10,11}, Stefan Gelcich^{1,5}, Rodrigo Hucke-Gaete^{4,12}, Daniela Manuschevich¹³, María José Martínez-Harms^{1,5}, Javier Naretto¹⁴, Verónica Quirici^{15,16}, Pablo Ramírez de Arellano¹⁷, Horacio Samaniego⁴ y Manuel Tironi^{1,18}.

Revisor

Juan Carlos Castilla

- Pontificia Universidad Católica de Chile
- 2 Instituto de Ecología y Biodiversidad
- 3 Estación Costera de Investigaciones Marinas de Las Cruces
- 4 Universidad Austral de Chile
- 5 Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES)
- 6 Universidad de Chile
- 7 Universidad Católica de la Santísima Concepción
- 8 Universidad de Concepción
- 9 Laboratorio de Ecología de Paisaje
- 10 Universidad Católica del Norte
- 11 Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA)
- 12 Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas (ICML)
- 13 Universidad Academia de Humanismo Cristiano
- 14 ONG Costa Humboldt
- 15 Universidad Andrés Bello
- 16 Centro de Investigación para la Sustentabilidad (CIS)
- 17 Bioforest, Forestal Arauco
- 18 Centro de Investigación para la Gestión Integrada del Riesgo de Desastres (Cigiden)

Edición: Miguelángel Sánchez

Corrección de texto: Constanza Valenzuela

Diseño: www.negro.cl Foto portada: Unsplash

Citar como:

Marquet, P. A., M. Fernández, P. Pliscoff, C. Smith-Ramírez, E. Arellano, J. Armesto, R. Bustamante, P. Camus, A. P. Durán, C. Echeverría, T. Fuentes-Castillo, A. Gaxiola, C. Gaymer, S. Gelcich, R. Hucke-Gaete, D. Manuschevich, M. J. Martínez-Harms, J. Naretto, V. Quirici, P. Ramírez de Arellano, H. Samaniego y M. Tironi (2019). «Áreas protegidas y restauración en el contexto del cambio climático en Chile». En P. A. Marquet et al. (editores), Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones. Informe de la mesa de Biodiversidad. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.

PROCESO

Por mandato de la mesa Biodiversidad, una de las siete que integran el Comité Científico COP25, se solicitó a la submesa Áreas Protegidas y Restauración analizar la situación global y nacional, y la identificación de brechas y políticas públicas en dos ámbitos: el de las áreas protegidas y el de la restauración.

La mesa funcionó mediante interacciones vía medios electrónicos y reuniones virtuales. El trabajo se organizó a partir de una tabla de contenidos propuesta por los coordinadores, la que luego fue revisada y acordada con los integrantes de la submesa. El primer manuscrito de los coordinadores fue revisado, editado y completado por los integrantes de la submesa. La segunda versión del manuscrito resultante fue enviada para comentarios a investigadores y expertos que no habían colaborado en el proceso inicial. Integrados estos aportes, el tercer manuscrito fue enviado al revisor, quien entregó la cuarta y última versión del documento.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al doctor Juan Carlos Castilla por su exhaustiva y crítica revisión del informe, y a Natalia Jordán por la ayuda con la generación de material gráfico.

Se agradece al Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, a la Comisión Económica para América Latina, a la Unión Europea, y al Banco Interamericano de Desarrollo por el apoyo en distintas etapas de trabajo de la submesa.

Los contenidos son de exclusiva responsabilidad de los autores y no representan necesariamente a sus universidades o centros de investigación de afiliación, ni a las instituciones aquí mencionadas.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Resumen ejecutivo
Áreas protegidas 6
Restauración8
Recomendaciones
Introducción12
Áreas protegidas
Situación global
Situación en Chile
Restauración31
Situación global
Situación en Chile
Gobernanza y restauración
Recomendaciones40
Áreas protegidas
Restauración41

FIGURAS

Figura 1. Estado del cumplimiento	
de la Meta Aichi de 17% de protección	17
Figura 2. Distribución de las áreas protegidas	4.0
terrestres y marinas en Chile	18
Figura 3. Evolución de la superficie marina	
y terrestre protegida en Chile	21
Figura 4. Ganancia, pérdida y recambio	
para 1.727 especies de plantas bajo el escenario RCP 8.5	
al 2080 en el <i>hotspot</i> de biodiversidad de Chile mediterráneo	
y en las áreas protegidas dentro de este	26
Figura 5. Propuesta de áreas protegidas para Chile	
considerando la resiliencia al cambio climático	27



Resumen ejecutivo

INTRODUCCIÓN

Este es un análisis de la situación global y nacional, e identificación de brechas y políticas públicas en dos ámbitos: el de las áreas protegidas y el de la restauración, temas que, aunque relacionados, son tratados en forma independiente en el presente informe. Lo que aquí se presenta debe ser entendido como un esfuerzo de revisión y síntesis de la información que es preliminar, que se espera sirva como punto de partida para posteriores informes que mejoren y construyan sobre lo que aquí se entrega. El objetivo principal es contribuir a mejorar nuestra relación con los ecosistemas, en el seno de los cuales es posible la vida en sociedad.

ÁREAS PROTEGIDAS

La creación y manejo adecuado de las áreas protegidas es un elemento muy importante de mitigación del cambio climático y conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos. La red de áreas protegidas terrestres, a nivel mundial, alcanza en la actualidad el 14,9% de la superficie terrestre. Por otro lado, las áreas de protección marinas han crecido en forma sustancial en los últimos años y hoy abarcan el 7,3% de los océanos, porcentaje que se eleva a 16,8% si se considera solo la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de los países. Sin embargo, existe una serie de desafíos pendientes asociados a la consolidación, cobertura, representatividad, financiamiento y manejo adecuado de las actuales áreas protegidas, los que cobran cada vez mayor importancia en consideración de la creciente degradación de los ecosistemas —ya que pronto no habrá ecosistemas relativamente prístinos que conservar— y del cambio climático que generará modificaciones importantes dentro y fuera de las áreas protegidas.

La mayoría de los países de América Latina han cumplido la Meta Aichi de protección del 17% de su territorio terrestre, pues han alcanzado en promedio el 21,9%. Sin embargo, se reconoce que los porcentajes inducen a error, ya que muchas no proveen protección efectiva (es decir, son áreas protegidas «de papel»). Por otro lado, la mayoría de las redes nacionales de áreas protegidas existentes no son fruto de un planeamiento sistemático para la conservación y no incluyen aspectos relacionados con la mitigación y adaptación al cambio climático, lo que se refleja en que tienden a estar sesgadas hacia localidades remotas que presentan baja competencia con actividades productivas. Esto indica que los sistemas actuales de áreas protegidas deberían expandirse para proveer cobertura a distintos objetos de conservación, como especies, poblaciones, ecosistemas y servicios ecosistémicos, e incorporar al cambio climático en su diseño y manejo, todas variables fundamentales para la mitigación efectiva al cambio climático.

La red nacional de áreas protegidas terrestres, que incluye a las reconocidas por el Estado a través del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE), además de santuarios de la naturaleza, áreas protegidas privadas y sitios Ramsar, cubre el 22,6% de la superficie del país, porcentaje que se reduce al 20,2% si solo consideramos el SNASPE. La distribución espacial de este porcentaje no es adecuada, ya que las ecorregiones, los ecosistemas nacionales y sus funciones y especies no se encuentran bien protegidos. En Chile, el 50% de las ecorregiones y el 69% de los ecosistemas no cumplen la Meta Aichi del 17%, y dentro de estos últimos, el 27% posee menos del 1% protegido, mientras que 9% no tiene representación dentro del sistema nacional de áreas protegidas. Lo mismo sucede con una fracción importante de las especies de

vertebrados terrestres y marinos, además de algas, invertebrados marinos y plantas terrestres, muchos de los cuales no están presentes en la red nacional de áreas protegidas o lo están solo en forma marginal. Lo anterior nos permite concluir que el SNASPE es amplio pero ineficiente en representatividad (muchos objetos de conservación no están presentes en la red) y cobertura (muchos de los objetos de conservación que sí están presentes no están protegidos en forma adecuada).

Existe consenso científico respecto de la necesidad de extender la red de áreas protegidas en distintos ecosistemas de Chile. Por un lado, están los ecosistemas mediterráneos del centro sur, que son en especial vulnerables, ya que las áreas protegidas cubren menos del 3% de su superficie. Es en estos ecosistemas donde se concentra la mayor parte de la población del país, y donde existen perturbaciones antrópicas recurrentes de gran magnitud asociadas a incendios. Además, es en el centro de Chile donde se prevé que los impactos del cambio climático y otros componentes del cambio global (por ejemplo, cambio en el uso del suelo, destrucción de hábitats naturales) se intensificarán en mayor grado en el futuro. Lo mismo es válido para las comunidades de lomas costeras en el norte, la biodiversidad asociada a los cursos de ríos presentes en la zona mediterránea y a una de las áreas más amenazadas de Chile, como son los bosques costeros remanentes desde el Maule a Chiloé. En la actualidad, la protección de los bosques costeros alcanza solo el 1,5%, pero debiera incrementarse a lo menos a cerca de 11% de acuerdo con lo que señala la evidencia científica disponible.

Hoy, el 43% de la ZEE de Chile está protegida y el 23% bajo una figura de alta protección (parque marino). Lo mismo en el caso de los ecosistemas terrestres, pues las ecorregiones más despobladas y aisladas muestran mayores niveles de protección. En contraste, el resto de las ecorregiones costeras de Chile continental (primeras 30 millas de la costa) muestran un nivel de protección promedio menor al 0,5%. Es en estas zonas donde opera la mayoría de la flota pesquera nacional, que ejerce presiones incrementales sobre pesquerías sobreexplotadas. Un caso emblemático de falta de conservación y sobreexplotación tiene que ver con los bosques costeros de macroalgas, ecosistemas de alta biodiversidad, productividad y secuestro de carbono. Estos bosques de macroalgas, que proveen hábitat y refugio a una gran diversidad de peces e invertebrados, están siendo removidos en forma ilegal a tasas incrementales alarmantes. Por otro lado, el gran ecosistema marino de la corriente de Humboldt, definido como prioritario a nivel global para la conservación por su alta productividad y biodiversidad, cuenta con menos de 0,1% de protección. Recientemente, se ha discutido la posibilidad de incluir áreas costeras que basan su administración en el derecho territorial de uso, como las áreas de manejo de recursos bentónicos (AMERB), coadministradas por pescadores, y los espacios costeros marinos de pueblos originarios (ECMPO). Si bien es cierto que la inclusión de estas figuras alternativas no resuelve la enorme brecha en representatividad que posee el sistema de áreas protegidas marinas, sí podrían significar una adición interesante para estimular las experiencias de manejo sostenible de las comunidades locales y una fuente importante de conocimiento para alcanzar metas internacionales de manejo equitativo

Existe poca información sobre cómo la actual red de áreas protegidas terrestres y marinas promueven el flujo de los distintos servicios que proveen los ecosistemas en Chile. Sin embargo, la evidencia señala que son importantes, por ejemplo, en términos de secuestro de carbono y provisión de agua y recreación, y que existe desigualdad de acceso a los servicios ecosistémicos, aunque por ahora el acceso ha sido evaluado solo para los servicios ecosistémicos culturales. En este contexto, una ampliación de la red de áreas protegidas debiera intentar balancear el acceso tanto a los servicios culturales y de recreación, así como potenciar servicios como los de secuestro de carbono en humedales costeros, bosques de macroalgas y zonas marinas con presencia de grandes vertebrados como ballenas, cuya actividad contribuye al secuestro de carbono. Esta estrategia de captura de carbono es una solución basada en la biodiversidad que permite reducir la concentración de carbono en la atmósfera aminorando el calentamiento global.

El cambio climático tiene y tendrá un importante efecto sobre la biodiversidad del país, pues afecta la distribución de sus componentes y la provisión de servicios ecosistémicos. En este contexto, resulta de gran importancia aumentar la cobertura en forma planificada del sistema de áreas protegidas, que incluye humedales costeros y otras zonas que permiten aumentar la conectividad del sistema, aspecto que será clave para la adaptación de la biodiversidad al cambio climático.

La falta de planes de manejo y las carencias en la implementación y monitoreo de los existentes es uno de los grandes problemas, si no el más importante, que posee la red de áreas protegidas terrestres y marinas del país. Los presupuestos anuales de gestión por hectárea —sin incluir sueldos— varían (para una muestra de 22 áreas protegidas terrestres al 2015) entre \$0 y \$3.700, con un promedio de \$773. Para el caso de las áreas protegidas marinas, la brecha o déficit presupuestario para la operación asciende a US\$12 millones al año. Por último, uno de los mayores problemas observados en la protección de los ecosistemas marinos y la gestión

de las áreas protegidas marinas es la multiplicidad de instituciones vinculadas a su gobernanza, además de la descoordinación entre ellas para hacerse cargo de la protección de la biodiversidad en el mar. Es de esperar que el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), hoy en tramitación en el Congreso, genere una institucionalidad de conservación con memoria institucional en la que los aprendizajes y experiencias del sistema puedan perdurar más allá de los ciclos políticos, para así generar una cultura acumulativa y adaptativa que continuamente vaya mejorando la gestión y genere una gobernanza efectiva y eficiente.

Existen brechas importantes en la consideración explícita del cambio climático tanto para la localización como para el diseño de los planes de gestión y manejo de las áreas protegidas, y en propiciar una mejor interacción y conexión con la ciencia o mundo académico en su manejo y gestión. A este respecto, la evidencia científica señala la importancia que tienen las áreas protegidas y las estaciones biológicas marinas y terrestres agrupadas en la Red Chilena de Sitios de Estudios Socio-Ecológicos de Largo Plazo como sitios de monitoreo del cambio global y del cambio climático en particular. Esto, por ejemplo, a través de la implementación de una red de torres de mediciones de flujo de carbono en los ecosistemas terrestres y de actividades equivalentes (como una red de boyas oceanográficas, monitoreo de bosques de macroalgas y humedales costeros) en los ecosistemas marinos.

RESTAURACIÓN

La restauración es una de las acciones más importantes e integrales para potenciar la biodiversidad y la mitigación al cambio climático en ambientes terrestres. Restaurar va más allá de plantar especies vegetales: su objetivo es restaurar las funciones esenciales del ecosistema, su biodiversidad y ciclos biogeoquímicos e hidrológicos asociados, todo lo cual redunda, por ejemplo, en potenciar la capacidad de secuestro de carbono por parte de los ecosistemas nativos. En particular, la restauración de los suelos es fundamental, sobre todo si consideramos que el reservorio de carbono en los primeros dos metros de suelo puede llegar a ser el triple del que está presente en la atmósfera. Evitar la deforestación y promover la conservación y restauración de los bosques nativos en zonas donde esto sea posible (incluso en zonas urbanas), son acciones críticas para combatir el calentamiento global y aminorar la crisis de extinción que afecta a la biodiversidad mundial.

En Chile, las actividades de restauración en los ecosistemas terrestres han sido relativamente recientes. En 2014 se creó la Red Nacional de Restauración Ecológica, la cual surge como respuesta sobre todo del mundo académico. Luego, a raíz de los incendios del 2017, se constituyó el Comité Nacional de Restauración, coordinado por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) a nivel central, formado por representantes de Gobierno, ONG, comunidades, universidades y empresas. Más tarde, este comité promovió la discusión para desarrollar un Plan Nacional de Restauración, que hasta ese momento estaba a cargo de Conaf. En agosto del 2018, se formalizó el interés en generar un Plan Nacional de Restauración a Escala de Paisaje a cargo de los ministerios de Agricultura y Medio Ambiente (Minagri-Conaf, 2019). Por otro lado, después del año 2000 se comenzaron a generar numerosas iniciativas de restauración en el país, las que si bien no han sido catastradas en los últimos años, superarían con creces la centena, aunque asociadas a pequeñas superficies, muchas de ellas experimentales y por lo general no involucran a las comunidades humanas. En la actualidad, la mayor parte del conocimiento necesario y de acciones sobre restauración se concentran en la zona central de Chile en los ecosistemas mediterráneos.

En el último tiempo ha aumentado el interés por entender cómo restaurar los ecosistemas mediterráneos afectados de manera seria por incendios. Se ha encontrado, a través de análisis de imágenes satelitales, que la vegetación nativa puede regenerarse por rebrote después de dos incendios, pero no después de tres incendios consecutivos (con menos de cinco años entre ellos). La principal limitante para que esta regeneración ocurra es la presencia de ganado (es decir, presión de herbivoría), el cambio de uso de suelo y la falta de un banco de semillas.

A pesar de que en la Ley de Bosque Nativo el Estado contempla un incentivo a la restauración de suelos degradados, el beneficio económico que aporta es escaso y se entrega después la plantación, cuando se ha probado que ha ocurrido prendimiento. Esto ha dificultado su utilización a pesar del interés en restaurar suelos degradados por las comunidades locales. A lo anterior se suma la falta de una adecuada calidad, cantidad y diversidad de plantas nativas en viveros.

Las grandes empresas forestales también se encuentran en proceso de restauración de las áreas donde el bosque nativo se taló y reemplazó después de 1994, con el fin de acogerse a los beneficios de Forest Stewardship Council (FSC). Esta restauración, que comenzó hace cerca de cuatro años, enfatiza la autorregeneración de especies nativas, el enriquecimiento con especies nativas cuando corresponde y la remoción de la cobertura de especies exóticas. Aquí existen valiosas experiencias en poder de las empresas que a la fecha no han sido sistematizadas en reportes o publicaciones científicas, por lo que se desconoce su efectividad.

En los ambientes marinos de Chile virtualmente no han existido acciones de restauración ecosistémica y, como en muchos otros países, se han privilegiado enfoques de gestión, conservación y manejo sustentable, que sin embargo pueden ser insuficientes en ecosistemas con alta degradación. Los avances en restauración de áreas marinas son en el mejor de los casos muy incipientes (experimentales) y se restringen más que nada a las acciones de repoblamiento de especies de interés comercial, salvo por algunas acciones específicas que se enfocan en forma directa y explícita en el desarrollo de técnicas para la restauración ecológica de comunidades litorales dominadas por algas pardas, que forman densas agrupaciones someras y afectadas por contaminación asociada con relaves mineros.

Una situación similar se vive en el caso de los ecosistemas dulceacuícolas (cuerpos de agua dulce como ríos, lagos y humedales). Aquí la principal motivación para restaurar proviene de las comunidades locales, las cuales buscan además conservar y recuperar el acceso al agua. Sobre esto, existen importantes avances científicos a nivel nacional acerca de la importancia de la vegetación ribereña para mantener o aumentar la escorrentía y contener el flujo de nutrientes desde los campos agrícolas y forestales hacia cursos de agua, y limitar el impacto de los contaminantes sobre la diversidad de invertebrados y fitoplancton presentes en ellos. Por otro lado, existe evidencia científica que señala la importancia de impedir la pérdida de cobertura de vegetación en cuencas que proveen agua a comunidades urbanas y rurales.

RECOMENDACIONES

El análisis de la información analizada y revisada en este informe nos permite sugerir una serie de medidas que permitirán acortar las brechas detectadas y promover un sistema de áreas protegidas resiliente y sustentable, así como acciones de restauración de nuestros ecosistemas, históricamente afectados por procesos de cambio y degradación producto de una gestión que ha sido incapaz de reconocer nuestra dependencia económica, social y espiritual respectos de los ecosistemas. En general, las acciones aquí señaladas permitirán contribuir a una gobernanza eficiente y efectiva, además de crear un stewardship de los socioecosistemas del país.

Áreas protegidas

- 1. Analizar cómo el sistema de áreas protegidas puede expandirse a aquellas áreas del territorio terrestre y marino que no cuentan con protección adecuada o que sean importantes para proveer conectividad a la red. En la zona terrestre se tiene, por ejemplo, a los ecosistemas mediterráneos, cordillera de la Costa, zonas y humedales costeros, y sistemas dulceacuícolas en general. En el mar, es importante mejorar la protección de las zonas costeras dentro de las primeras 30 millas náuticas y evaluar los tipos de usos, ya que los casos existentes no han significado cambios en normativas en el ambiente marino (por ejemplo, Parque Nacional Bernardo O'Higgins).
- 2. Analizar cómo el sistema de áreas protegidas puede mejorar su funcionamiento y resiliencia ante los impactos del cambio climático y otros cambios globales, ya sea en su interior o en la matriz circundante. En particular, se recomienda con fuerza que los planes de manejo incluyan acciones específicas en este ámbito y que incorporen en su análisis las áreas aledañas.
- Desarrollar acciones que permitan conectar las áreas protegidas terrestres con las marinas, en el contexto de que gran parte de los impactos sobre las áreas protegidas marinas costeras tienen su origen tierra adentro.
- 4. Desarrollar una política de largo plazo que contenga mecanismos y procedimientos explícitos para la creación, planificación y gestión de áreas protegidas marinas y terrestres, que establezca plazos para su entrada en funcionamiento, lo mismo que un presupuesto y compromisos de gestión y administración.

- 5. Completar la reforma a la institucionalidad ambiental, con prioridad al proyecto de ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP) y asigna los recursos necesarios para su funcionamiento. Esto permitirá unificar y simplificar la gestión de las áreas protegidas y sobre todo de las marinas, además de acortar las brechas en gestión y financiamiento.
- 6. Fomentar la elaboración de planes de manejo y financieros para todas las áreas protegidas. Estos últimos debieran hacer explícito el funcionamiento básico y óptimo para cada área protegida en su entorno particular.
- 7. Incluir dentro de los planes de manejo de cada área protegida acciones estratégicas que permitan la participación de los gobiernos regionales, de otras autoridades y de las comunidades locales, incorporándolos en la gestión y gobernanza de las áreas protegidas para que conozcan los beneficios que les proveen en términos de servicios ecosistémicos, con el objetivo explícito de promover sustentabilidad y equidad en el acceso.
- 8. Desarrollar convenios con universidades y centros de investigación que permitan catastrar y cuantificar los servicios ecosistémicos dentro de cada área protegida, además de su contribución a la mitigación y adaptación al cambio climático. Se considera una acción clave el establecer, para cada área protegida, sistemas de monitoreo de la biodiversidad, y de variables físicas y químicas del ambiente.
- Promover la protección de ecosistemas costeros, oceánicos y terrestres como medida de mitigación y adaptación al cambio climático en los compromisos nacionales del país o Contribución Determinada a Nivel Nacional (NDC).
- 10. Establecer, por medio de convenios con universidades o centros técnicos, una carrera o diplomado en Administración y Gestión de Áreas Protegidas que permita formar a los tomadores de decisiones, administradores y guardaparques del sistema de áreas protegidas.
- 11. Identificar posibles áreas de protección con características de refugios para la biodiversidad marina, valorando la función ecosistémica de las marismas, humedales costeros, bosques de macroalgas (carbón azul) y vertebrados marinos (carbón de peces), y su rol como sumideros de carbono del océano.

Restauración

- 1. Promover la instauración de una iniciativa nacional tendiente a la gestión integrada y restauración de ecosistemas. Es urgente promover la creación y consolidación del Plan Nacional de Restauración como política de Estado, que incluya ambientes terrestres y marinos, y asegurarse de que cuente con un financiamiento adecuado y permanente, la participación de los investigadores en el área y el apoyo de los ministerios con competencias ambientales y científicas.
- 2. Potenciar la restauración de ecosistemas dulceacuícolas y humedales. Ellos tienen gran valor no solo por ser fundamentales en la provisión de agua, sino que además son importantes sumideros de carbono y juegan un rol vital en la adaptación de las especies ante el cambio en el clima. Estos ecosistemas están en la actualidad amenazados por presiones antrópicas tanto directas (por ejemplo, desarrollos inmobiliarios) como indirectas (contaminación, incremento en la recurrencia de grandes marejadas, y otros), por lo que se requieren acciones urgentes.
- 3. Potenciar la restauración ecológica de las formaciones vegetales nativas y organismos asociados. Las iniciativas de restauración de vegetación nativa son aún escasas y están sujetas a una serie de cuellos de botella asociados a aspectos prácticos como viverización, disponibilidad de semillas y plántulas, falta de conocimiento científico básico de la autoecología de las especies, relaciones planta-suelo, y el funcionamiento de los ecosistemas. Esta materia requiere de mayor presencia en los currículos universitarios.
- 4. Impulsar la restauración de formaciones vegetacionales en peligro y peligro crítico, y de especies amenazadas que, sin ser parte de estas formaciones, podrían extinguirse en las próximas décadas.
- 5. Potenciar la investigación en restauración de servicios ecosistémicos terrestres y marinos. Para reducir estas brechas, se sugiere que el área de restauración ecosistémica sea declarada de alta

- prioridad en el contexto de concursos o programas de investigación u otros que apuntan a áreas prioritarias para el país. Por otro lado, es importante que estas iniciativas contemplen investigaciones aplicadas que brinden apoyo productivo a economías campesinas o de pesca artesanal, lo que permite generar empleos y retención en zonas rurales de Chile.
- 6. Considerar la actualización de la NDC sobre la base de la evidencia científica disponible: i) fortalecer la institucionalidad de áreas protegidas en ecosistemas marinos y terrestres, fomentar la generación e implementación efectiva de planes de manejo y consignar los recursos necesarios para su adecuado financiamiento; ii) incrementar la cobertura de áreas protegidas en ecosistemas terrestres y marinos priorizando los ecosistemas poco representados y considerando en forma explícita el cambio climático; iii) fortalecer la restauración de los ecosistemas nativos, más allá de los bosques, incluyendo humedales, matorrales, praderas y ecosistemas marinos, con una amplia cobertura que se refleje en un compromiso país que fomente el flujo de recursos para hacer actividades científicas, técnicas, de innovación y gobernanza en el ámbito de las NDC de Chile.



Introducción

Lo que aquí se presenta debe ser entendido como un esfuerzo de revisión y síntesis de información que es preliminar, pero que sirve como punto de partida para posteriores informes que mejoren y construyan sobre lo presentado. El objetivo principal de este informe es contribuir a mejorar nuestra relación con los ecosistemas, en el seno de los cuales es posible la vida en sociedad. Esto requiere fomentar la sustentabilidad de la actividad social y económica reconociendo que son afectadas y afectan la provisión de servicios ecosistémicos, por lo que forman lo que se denomina un sistema socioecológico (Berkes y Folke, 1998; Berkes, Colding y Folke, 2008; Delgado y Marín, 2019), que incluye al ser humano como un componente más de la biodiversidad. Fomentar la sustentabilidad y resiliencia de los sistemas socioecológicos pasa por generar políticas proactivas que permitan hacer una gestión integral de la biodiversidad y contemplen establecer una gobernanza eficiente, eficaz y transparente que logre cerrar la brecha entre la ciencia y las políticas públicas, para minimizar la exposición y el impacto de factores de cambio global (cambio climático, incendios, extracción ilegal de recursos, deforestación, pérdida de biodiversidad), con el objetivo de lograr una nueva relación con la naturaleza y un nuevo entendimiento de nuestra sociedad en ella (por ejemplo, Bradshaw y Bekoff, 2001; Bradshaw y Borchers, 2000; Liu et al., 2007; Lubchenco, 1998; Lubchenco et al., 1991). En este contexto, el objetivo fundamental es lograr una administración responsable o stewardship de los ecosistemas (Chapin, Kofinas y Folke, 2009; Chapin et al., 2010, 2011; National Research Council, 2008; Rozzi et al., 2015).

Hoy se reconoce en la creación y manejo adecuado de las áreas protegidas a un elemento muy importante de mitigación del cambio climático, de conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos (por ejemplo, Di Marco et al., 2019; Duffy et al., 2016; Gill et al. 2017; Marquet, Lessmann y Shaw, 2019). Un sistema de áreas protegidas bien gestionado puede asegurar la biodiversidad y promover la sustentabilidad de servicios ecosistémicos vitales, como la purificación y retención de agua, control de la erosión y reducción de inundaciones e incendios de gran magnitud (Dudley y Stolton, 2003; Mulongoy y Gidda, 2008), y la provisión de alimento (por ejemplo, biomasa de peces) (Duffy et al., 2016). En particular, las áreas protegidas que contienen bosques proveen un aporte importante de agua potable para más de un tercio de las cien ciudades más importantes del planeta (Dudley y Stolton, 2003), estimándose en más de mil millones el número de personas cuya subsistencia depende de áreas protegidas con ecosistemas de bosques (Mulongoy y Gidda, 2008). Además, las áreas protegidas dan cuenta de cerca del 20% del CO₂ secuestrado por todos los ecosistemas terrestres (Melillo et al., 2016) y pueden ser efectivas para reducir la deforestación y sus efectos, por lo que además representan una importante fuente de mitigación de emisiones. Por ejemplo, recientemente se ha estimado que el valor económico de la red de áreas protegidas de Brasil y sus servicios ecosistémicos equivale a US\$147.000 millones (valor neto) (Soares-Filho et al., 2010).

La protección de los sistemas acuáticos también juega un rol estratégico en la mitigación del cambio climático. Los océanos, que cubren 70% de la superficie de nuestro planeta, son claves en el secuestro de carbono. Sin embargo, las acciones de restauración y mitigación de estos ecosistemas tienen un fuerte retraso respecto de los avances en los ecosistemas terrestres. Las estimaciones disponibles sugieren que cerca de un cuarto de todo el carbono de origen antropogénico emitido desde 1959 ha sido secuestrado en los océanos (Le Quéré et al., 2018), lo que ha tenido como consecuencia su acidificación, que ha afectado de forma negativa el crecimiento de organismos marinos que poseen esqueletos calcáreos. El carbono capturado en los océanos representa más de la mitad del carbono verde (o carbono almacenado en la biósfera).

En este contexto, las disrupciones en el funcionamiento de los ecosistemas marinos, por el carbono secuestrado y en la capacidad futura de capturar y secuestrar carbono, inevitablemente limitarán el cumplimiento de metas climáticas globales. No es trivial entonces la pérdida de los hábitats costeros en el mundo,



que en la actualidad cuadriplica la pérdida de bosques tropicales y sigue aumentando (Duarte, 2009; IPBES 2019; Waycott et al., 2009). En este sentido, las áreas marinas protegidas surgen como oportunidades estratégicas para mitigar los efectos del cambio climático. Sin embargo, estas áreas no serán suficientes para evitar la pérdida de la capacidad global de secuestrar carbono en el océano. Se requiere una transformación y un mayor empuje en los programas de restauración y mitigación del cambio climático en el océano, sobre todo en las zonas costeras (Mcleod et al., 2011), junto con incluir soluciones basadas en la naturaleza (Griscom et al., 2017) y nuevos mecanismos de financiamiento (por ejemplo, Wylie, Sutton-Grier y Moore, 2016).

El que se alcance la meta del Acuerdo de París de mantener el calentamiento global por debajo de 2 °C en promedio y la meta de neutralidad en el flujo de carbono anunciada por el Gobierno de Chile para el 2050, depende de ser capaces no solo de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero —y en particular el CO₂—, sino también de removerlos desde la atmósfera. Uno de los mecanismos más eficientes para remover, secuestrar el carbono y mitigar emisiones son las soluciones basadas en la naturaleza o soluciones naturales al clima (Cohen-Shacham et al., 2016; Fargione et al., 2018; Griscom et al., 2017; Nesshöver et al., 2017), las que se definen como acciones para proteger, manejar en forma sustentable y restaurar ecosistemas naturales o modificados, y que se hacen cargo de desafíos sociales en forma efectiva y adaptativa al proveer en forma simultánea calidad de vida y beneficios en biodiversidad (Cohen-Shacham et al., 2016). Las soluciones basadas en la naturaleza que se han fomentado en el ámbito marino son el mantener la integridad de ciertos ecosistemas marinos (manglares, pastos marinos, bosques de macroalgas y marismas), lo que se ha denominado carbono azul (blue carbon) (Nelleman et al., 2009), así como los procesos ecológicos naturales asociados a vertebrados marinos que permiten la captura de CO₂, conjunto denominado como carbono de vertebrados (fish carbon) (Lutz y Martin, 2014). En este contexto, resalta el trabajo de Roberts et al. (2017), quienes señalan la importancia de generar sistemas de áreas protegidas marinas bien manejados, ya que son importantes en la adaptación de los ecosistemas marinos y las personas ante al menos cinco efectos importantes del cambio climático: acidificación, intensificación de tormentas, cambios en las distribuciones de las especies, decrecimiento en la productividad y disponibilidad de oxígeno, y los efectos acumulativos de estos impactos.

Entre estas soluciones, una de las más importantes en el ámbito terrestre es el secuestro de carbono tanto en biomasa vegetal como en el suelo, objetivo que las áreas protegidas ayudan a fortalecer al proteger los stocks de carbono acumulados en el suelo y en biomasa aérea. La captura en el suelo, si bien posee un alto nivel de incertidumbre, se promueve a través de la misma revegetación y restauración, y también al mejorar la gestión de los suelos, ya sea en el contexto de usos agrícolas, ganaderos o forestales.

La captura en biomasa vegetal se puede potenciar por distintos mecanismos, como la forestación, la reforestación y la restauración. Por *forestación* se entiende, de acuerdo con los lineamientos del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), la acción de plantar árboles en áreas donde no estaban históricamente presentes. La *reforestación*, por otro lado, implica recuperar la cobertura de bosques en zonas que han sido deforestadas (Verbruggen *et al.*, 2011). Por último, la *restauración ecológica* es un concepto más amplio, que implica recuperar un ecosistema y sus funciones asociadas con el fin de que este sea autosustentable en el largo plazo. De acuerdo con la Sociedad de Restauración Ecológica, se define como una acción planificada con el fin de asistir la recuperación de un ecosistema natural que ha sido degradado, dañado o destruido. Se entiende que un ecosistema ha sido restaurado cuando es capaz de sostenerse tanto funcional como estructuralmente. Esto es, cuando posee tanto los componentes como las funciones esenciales para mantenerse en el tiempo, y posee resiliencia ante los rangos naturales de variación en sus componentes bióticos y abióticos (por ejemplo, soportar condiciones naturales de estrés y perturbaciones, o la capacidad de proveer agua a pesar de una sequía moderada). La restauración requiere de acciones como remoción de especies exóticas y reintroducción de especies nativas, así como de acciones de reforestación, para recuperar cobertura vegetal y promover la conservación y recuperación del suelo, entre otras.

La experiencia internacional es clara en señalar que el objetivo principal de las medidas de mitigación enfocadas en potenciar la captura y secuestro de carbono debiera ser restaurar los ecosistemas naturales y sus funciones (Leadley et al., 2016), lo que contribuye al secuestro de dióxido de carbono y a la conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos. Por otro lado, la conservación de servicios ecosistémicos y biodiversidad por medio de áreas protegidas es una acción efectiva en costo para impedir degradación y potenciar la mitigación. Cuando esto no ha sido posible y nos encontramos con grandes extensiones de ecosistemas mal manejados o sobreexplotados, la restauración es la herramienta clave para potenciar sus capacidades de mitigación y de provisión de servicios.



Áreas protegidas

SITUACIÓN GLOBAL

De acuerdo con el Protected Planet Report 2018 (UNEP-WCMC, IUCN y NGS, 2018), la red de áreas protegidas terrestres, a nivel mundial, alcanza el 14,9% de la superficie terrestre. Por otro lado, las áreas de protección marinas han crecido en forma sustancial en los últimos años hasta alcanzar el 7,3% de los océanos, el cual se eleva a 16,8% si consideramos solo la Zona Económica Exclusiva de los países. Sin embargo, existe una serie de desafíos pendientes. Por un lado, las áreas claves para la biodiversidad (IUCN, 2016), lo mismo que muchas especies y ecosistemas a nivel mundial, aún tienen una escasa representación en las áreas protegidas (por ejemplo, Rodrigues et al., 2004a, 2004b). Solo el 43,2% de las ecorregiones terrestres y 45,7% de las marinas poseen más de 17% y 10% de su superficie bajo protección, respectivamente (UNEP-WCMC, IUCN y NGS, 2018), lo que evidencia que hay fuertes sesgos en la distribución de las áreas protegidas y, por lo tanto, en la protección de la biodiversidad (Toonen et al., 2013; Wilhelm et al., 2014). Por ejemplo, las zonas del océano con menor nivel de amenazas a la biodiversidad tienen seis veces más protección en la forma más estricta (parques) que las zonas más amenazadas, que incluyen importantes hotspots de biodiversidad a nivel global y zonas críticas para el secuestro de carbono (Kuempel et al., 2019). Esto es preocupante, pues la degradación y pérdida de hábitat ha seguido avanzando en el planeta (Hansen et al., 2013; Venter et al., 2016) y pronto no existirán áreas relativamente prístinas que conservar. Por otro lado, es importante crear redes de áreas protegidas que estén conectadas, de un tamaño que asegure su resiliencia al cambio climático (Marquet et al., 2019; UNEP, 2019; Wilhelm et al., 2014), en especial en regiones que enfrentan fuertes amenazas (Kuempel et al., 2019).

Estas son tareas urgentes, ya que el riesgo de extinción debido al cambio climático ha sido reconocido como una amenaza importante y creciente para la biodiversidad (Bellard et al., 2012; Davidson et al., 2017; IPBES, 2019; Maclean y Wilson, 2011; Thomas et al., 2004; Urban, 2015;). Los distintos tipos de organismos responderán a los cambios climáticos de diferente manera en función, por ejemplo, de sus tolerancias fisiológicas, longevidad, historia de vida, y de qué aspecto específico del clima (temperatura máxima, mínima, o número de días con temperaturas sobre un valor, entre otros) pueda tener más efecto en su probabilidad de sobrevivencia (por ejemplo, Panetta, Stanton y Harte, 2018; Tejo et al., 2017). No obstante, sabemos que como resultado del cambio climático gran cantidad de especies están en movimiento, y muchas incluso podrían moverse fuera de las áreas protegidas en que se encuentran (por ejemplo, Araújo et al., 2004), mientras que otras están experimentando disminuciones de población, no lograrán seguir el ritmo del cambio (por ejemplo, Foden et al., 2007; Hannah et al., 2007, Lenoir et al., 2008; Pecl et al., 2017) o no pueden desplazarse debido a barreras típicamente asociadas a usos del suelo por parte del ser humano que dificultan o impiden su movimiento (como zonas urbanas, zonas agrícolas y ganaderas) (Tucker et al., 2018). Se ha estimado que el riesgo de extinción asociado con estos cambios de área de distribución afecta entre el 19% y el 45% de las especies (Thomas et al., 2004).

Más aún, el cambio climático es una seria amenaza que puede afectar el flujo de servicios ecosistémicos claves (por ejemplo, Ruckelshaus et al., 2013). Para fortalecer la resiliencia de los ecosistemas mundiales, se requiere de una planificación sistemática y el diseño de redes de áreas protegidas que, además de proteger componentes de la biodiversidad, prioricen funciones como la conectividad y rasgos significativos de los ecosistemas (por ejemplo, Ban et al., 2014; IPBES, 2019; IPCC, 2019). En un contexto de cambio climático, el



desarrollo de áreas protegidas que combinen aspectos espacialmente rígidos y flexibles ha emergido como una estrategia de manejo que podría brindar resiliencia a las redes de áreas protegidas, sobre todo en el ambiente marino (McLeod *et al.*, 2009; Tittensor *et al.*, 2019).

Para hacer frente a la crisis de la biodiversidad global, en 2010 la Conferencia de las Partes ante la Convención de Diversidad Biológica (CBD), celebrada en la prefectura de Aichi, Japón, propuso el Plan Estratégico para la Biodiversidad, el cual define una serie de objetivos (las «Metas de Aichi») que deben alcanzarse para el 2020 (CDB, 2010). En el marco de la meta 11 de Aichi, las naciones signatarias acordaron que el 17% de los ambientes terrestres y el 10% de los marinos, en especial las áreas de particular importancia para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, debieran ser conservados a través de una gestión eficaz y equitativa en sistemas de áreas protegidas ecológicamente representativos y bien conectados. Este objetivo establece un estándar mínimo que todas las naciones signatarias acordaron para la conservación de la biodiversidad. El término «ecológicamente representativo» significa que el 17% y el 10% de cada una de las ecorregiones terrestres y marinas, respectivamente, deberían estar representados en áreas protegidas para 2020 (UNEP-WCMC, IUCN y NGS, 2018; Woodley et al., 2012). Si bien existen avances enormes, las metas en general (Tittensor et al., 2014) y a nivel marino en particular no serán cumplidas a nivel global para el 2020 (Toonen et al., 2013), lo que requiere repensar la visión de la CBD para más allá de 2020, con miras a objetivos medibles y ambiciosos (Mace et al., 2018).

Otro cuerpo normativo internacional importante de mencionar en relación con las áreas protegidas y la restauración corresponde a los Objetivos de Desarrollo Sustentable, adoptados por la comunidad internacional en 2015, en el contexto de una nueva agenda global para el desarrollo sustentable liderada por el Programa para el Desarrollo de las Naciones Unidas, y que debieran estar cumplidos para el año 2030 (Naciones Unidas, 2015). Dentro de los 17 objetivos, el número 13 (acción climática) se focaliza en «tomar acciones urgentes para combatir el cambio climático y sus impactos»; el 14 (vida bajo el agua) se focaliza en «conservar y usar de forma sustentable los océanos, mares y recursos marinos para un desarrollo sustentable»; y el 15 (vida sobre la tierra) señala como objetivo «proteger, restaurar y promover el uso sustentable de los ecosistemas terrestres, manejo sustentable de los bosques, combatir la desertificación, detener y revertir la degradación de la tierra, y detener la pérdida de la biodiversidad».

La gran pregunta —que hasta ahora ha sido difícil de responder por parte de la comunidad científica internacional— es cuánto debemos conservar para revertir las pérdidas de biodiversidad, y asegurar la provisión y uso sustentable de los servicios ecosistémicos. Varios estudios han propuesto que se necesita conservar el 50% del área natural del planeta para asegurar el funcionamiento de los ecosistemas y la biósfera (Noss et al., 2012; Wilson, 2016; Wuerthner et al., 2015), lo que por necesidad requeriría una restauración sustancial en muchas ecorregiones con un alto costo económico (Dinerstein et al., 2017, 2019; Mappin et al., 2019). Por otra parte, en el corto plazo, la conservación del 30% del planeta en condiciones naturales ha sido defendida como una medida importante para asegurar la persistencia de la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas y sus servicios (Baillie y Zhang, 2018; Dinerstein et al., 2019), lo que es factible en muchas ecorregiones sin la necesidad de implementar políticas de restauración (Dinerstein et al., 2019). Evidencia reciente sugiere que la conservación del 30% de las ecorregiones de la Tierra, a partir de criterios de planeamiento estratégico para la conservación, es suficiente para reducir de manera significativa el riesgo de extinción de especies cuando se consideran los efectos combinados de la pérdida de hábitat y el cambio climático (Hannah et al., inédito).

Sin embargo, no hay que perder de vista que las amenazas a la biodiversidad son variadas, por lo que las intervenciones requeridas deben ser igualmente diversas. Por otro lado, se necesita una mejor comprensión del impacto de las intervenciones de conservación para que los escasos fondos de conservación se puedan enfocar mejor en maximizar los resultados para la biodiversidad. Esto se puede lograr construyendo una base de evidencia clara respecto de las intervenciones de conservación que han funcionado, para luego llevar esta evidencia a nuevos contextos para diseñar futuras intervenciones (Adams, Barnes y Pressey, 2019).

En relación con los servicios ecosistémicos, existe consenso en que las áreas protegidas son un instrumento esencial para su aseguramiento (por ejemplo, Balmford *et al.*, 2015; MEA, 2005; Perrings *et al.*, 2010; Turner y Daily, 2008). Sin embargo, la expansión de las áreas protegidas puede generar conflictos con la entrega de algunos servicios: mientras potencia algunos —como la polinización o el secuestro de carbono—, podría afectar de forma negativa la provisión de alimento (Willemen *et al.*, 2013). En la misma línea, un estudio reciente señala que los cultivos agrícolas verán modificadas sus zonas de aptitud climática desplazándose hacia lo que podrían ser áreas protegidas, lo cual podría generar conflictos por el uso del suelo (Hannah *et al.*,

2013). Por otro lado, un análisis reciente de estudios de caso (Eastwood et al., 2016) muestra que la provisión de tres servicios ecosistémicos asociados a polinización, calidad del suelo y calidad del agua, fueron significativamente más altos en las áreas protegidas que en los sitios no protegidos. Sin embargo, es necesario tener claro que aunque en teoría al proteger ecosistemas de la degradación y al asegurar la biodiversidad se protegen los servicios ecosistémicos (Chan et al., 2006, Nelson et al., 2009; pero véase Naidoo et al., 2008), pueden existir compromisos o trade-offs entre servicios, a menos que el área protegida haya sido diseñada con este propósito, lo cual no es común (por ejemplo, Chan et al., 2006; Nelson et al., 2009; Manhães et al., 2016), aunque existen ejemplos en que maximizar la protección de la biodiversidad y servicios ecosistémicos es posible (por ejemplo, Naidoo et al., 2008).

Un efecto paradójico de la creación de áreas protegidas es que el crecimiento de la población humana en las áreas aledañas a ellas ha incrementado, por un lado, por el acceso a los servicios ecosistémicos que proveen y, por otro, debido a las oportunidades económicas y de trabajo que un área protegida implica, sobre todo si hay desarrollos de infraestructura y caminos (Wittemyer et al., 2008). Este crecimiento poblacional exacerba impactos negativos en la biodiversidad al interior de las áreas protegidas, como la deforestación, por lo que se hace necesario pensar en un manejo integrado y sustentable de las zonas aledañas (Wittemyer et al., 2008).

De acuerdo con Redparques (2018), la mayoría de los países de América Latina ha cumplido la Meta Aichi de protección del 17% de su territorio terrestre, protegiendo en promedio 21,9% (Figura 1). Sin embargo, se reconoce que los porcentajes inducen a error, ya que en muchos casos no se provee protección efectiva, es decir, son áreas protegidas «de papel» (Barnes, 2015). Por otro lado, la mayoría de las redes nacionales de áreas protegidas existentes no son fruto de una planificación sistemática para la conservación (Margules y Pressey, 2000). De hecho, sus distribuciones tienden a estar sesgadas hacia localidades remotas que presentan baja competencia con actividades productivas (Joppa y Pffaf, 2009). Esto indica que los sistemas actuales de áreas protegidas aún podrían expandirse para proveer adecuada cobertura a distintos objetos de conservación como especies, ecosistemas y servicios, todas variables fundamentales para la efectiva mitigación al cambio climático.

Sin embargo, la gran brecha que se enfrenta es la de asignar recursos para el adecuado manejo de las áreas protegidas, elemento que es clave para asegurar la conservación de la biodiversidad (Adams, Iacona y Possingham, 2019; Watson et al., 2014), ya que se sabe que es deficiente, lo mismo que el financiamiento de las áreas protegidas (por ejemplo, Bruner, Gullison y Balmford, 2004; McCarthy et al., 2012). Evaluaciones de la efectividad del manejo de áreas protegidas señalan que a lo más el 50% de ellas tienen planes de manejo efectivos y de estos, una fracción importante (15%-20%) tiene graves deficiencias (Burke et al., 2012; Laurance et al., 2012; Leverington et al., 2010). A las brechas en financiamiento habría que agregar la creciente presión social y económica sobre los sistemas de áreas protegidas que se manifiesta en su degradación, reducción y la eliminación de su categoría de áreas protegidas, fenómeno conocido en inglés como PA downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) (Kroner et al., 2019; Mascia y Pailler, 2011). América Latina no ha estado exento de esta amenaza (Bernard, Penna y Araújo, 2014; Mascia y Pailler, 2011; Mascia et al., 2014).

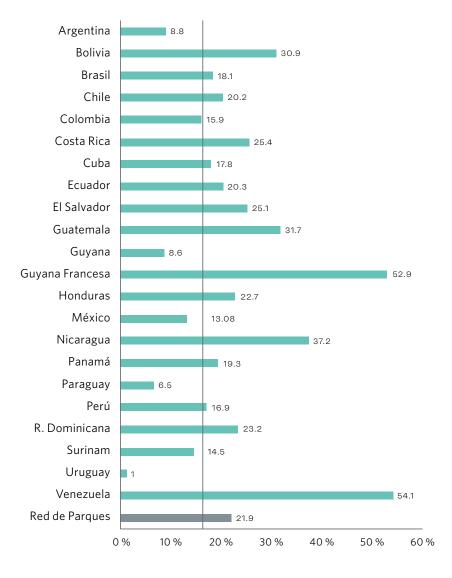


Figura 1. Estado del cumplimiento de la Meta Aichi de 17% de protección (línea roja) en América Latina. Fuente: Modificado de Redparques (2018).

SITUACIÓN EN CHILE

La red nacional de áreas protegidas terrestres o Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE) cubre el 20,2% de la superficie del país (**Figura 2**), porcentaje que sube a 22,6% si incluimos los santuarios de la naturaleza, áreas protegidas privadas y sitios Ramsar.

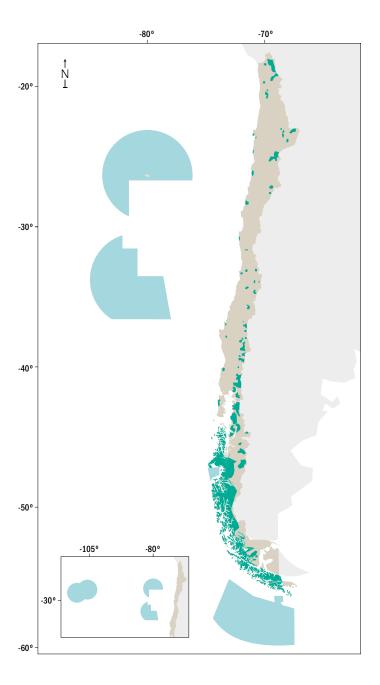


Figura 2. Distribución de las áreas protegidas terrestres y marinas en Chile. Fuente: Elaboración propia.



Sin embargo, a pesar de este 20,2% de protección, las ecorregiones y los ecosistemas nacionales no se encuentran protegidos de forma adecuada. El 50% de las ecorregiones y el 69% de los ecosistemas no cumplen la Meta Aichi de 17% (Martínez-Tillería et al., 2017; Meynard, Howell y Quinn, 2009; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011; Schutz, 2018), y dentro de estos últimos, el 27% posee menos del 1% protegido, mientras que 9% no tiene representación dentro del sistema nacional de áreas protegidas (Luebert y Pliscoff, 2017). Lo mismo sucede con una fracción importante de las especies de vertebrados terrestres y marinos además de algas, invertebrados marinos y plantas terrestres (Luebert y Becerra, 1998; Marquet et al., 2004; Mata et al., 2018; Simonetti, 1995, 1999; Simonetti y Mella, 1997; Tognelli, Fernández y Marquet, 2009; Tognelli, Ramírez de Arellano y Marquet, 2018; Urbina-Casanova et al., 2016). El Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE) es amplio pero ineficiente en representatividad (muchos objetos de conservación no están presentes en la red de áreas protegidas) y cobertura (muchos de los objetos de conservación que sí están presentes no están protegidos de manera adecuada). En consideración a esto, se han generado diversas propuestas para mejorarlo, ya sea a través de análisis de planificación estratégica para la conservación usando métodos de optimización (por ejemplo, Duarte et al., 2014; Hucke-Gaete, Lo Moro y Ruiz, 2010; Morales y Moreira-Muñoz, 2009; Ramírez de Arellano, 2007; Ramírez de Arellano et al., 2008; Tognelli, Fernández y Marquet, 2009; Tognelli, Ramírez de Arellano y Marquet, 2018; Squeo et al., 2012;) o por medio de la identificación de áreas o taxones que debieran ser protegidos (por ejemplo, Alaniz, Galleguillos y Pérez-Quezada, 2016; Arroyo et al., 2005; Bustamante y Castor, 1998; Castilla, 1996b; Cavieres et al., 2002; Cofré y Marquet, 1999; Försterra, Häussermann y Laudien, 2015; Gatica-Castro et al., 2015; Martínez-Tellería et al., 2017; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011; Serey, Ricci y Smith-Ramírez, 2007; Schutz, 2018; Sielfeld y Castilla, 1999; Squeo, Arancio y Gutiérrez, 2001, 2008; Zizka et al., 2009).

Existe consenso sobre la importancia de extender la red de áreas protegidas en distintos ecosistemas de Chile. Por un lado, están los ecosistemas mediterráneos del centro sur de Chile, que son en especial vulnerables, ya que las áreas protegidas cubren menos del 3% de su superficie (Armesto et al., 1998; Arroyo y Cavieres, 1997; Marquet et al., 2004; Squeo et al., 2012), que es donde se concentra la mayor parte de la riqueza de especies de vertebrados, invertebrados, plantas (por ejemplo, Samaniego y Marquet, 2009; Villagrán y Hinojosa, 1997), de la población del país, y donde existen perturbaciones antrópicas recurrentes de gran magnitud asociadas a incendios (por ejemplo, Armesto et al., 2010; Bowman et al., 2019; Carmona et al., 2012; Gómez-González et al., 2019; McWethy et al., 2018; Montenegro et al., 2004), y otras crónicas como la deforestación y la fragmentación de hábitats (Armesto et al., 2010; Grez et al., 2006; Saavedra y Simonetti, 2005; Schulz et al., 2010, 2011). Además, es en el centro de Chile donde se prevé que los impactos del cambio climático y otros componentes del cambio global (por ejemplo, cambio en el uso del suelo, destrucción de hábitats naturales) se intensificarán en el futuro (Mariani et al., 2018; Martínez-Harms et al., 2017; Urrutia-Jalabert et al., 2018). Por otro lado, las comunidades de lomas costeras y del desierto florido en el norte de Chile presentan especies que, por su nivel de endemismo y actual deterioro de sus poblaciones y distribuciones, hacen presumir que ya han sido negativamente impactados por el cambio climático (Schulz, Aceituno y Richter, 2011; Zizka et al., 2011) y han sido identificadas como de gran prioridad para su conservación (por ejemplo, Cavieres et al., 2002; Duarte et al., 2014; Squeo, Arancio y Gutiérrez, 2008). Lo mismo es válido para la biodiversidad asociada a los cursos de ríos presentes en la zona mediterránea de Chile (Figueroa et al., 2013) y a una de las áreas más amenazadas del país, que son los bosques costeros remanentes desde el Maule a Chiloé (Smith-Ramírez, 2004).

En la actualidad, la protección de estos ecosistemas alcanza solo 1,5%. Un trabajo reciente, que utilizó planificación sistemática de la conservación (Ramírez de Arellano, Briones y Alarcón, 2019), señala que es necesario ampliar y agregar nuevos sitios (en un total de 28 localidades, llegando a 10,9% de protección) para tener una adecuada representación de la biodiversidad (considerando 358 objetos de conservación entre especies y poblaciones). En el estudio desarrollado por Martínez-Harms (2017) se exploraron opciones para expandir de manera óptima el sistema de áreas protegidas para mejorar de manera rentable la conservación del bosque nativo mejorando también la accesibilidad social a las áreas protegidas en Chile mediterráneo. Los resultados de este estudio muestran que es posible mejorar la accesibilidad social y al mismo tiempo minimizar los costos. Considerando solo el costo, el sistema de áreas protegidas podría ampliarse para mejorar la conservación de la biodiversidad en 86% a un gasto de US\$ 47 millones, lo que también aumentaría la accesibilidad de las áreas protegidas en 6%. También es importante aumentar la protección de los bosques de frontera o las grandes extensiones de bosques nativos de más de 5.000 ha que están aún intactos o poco alterados, y que representan un capital natural invaluable para el país y el mundo, por su biodiversidad y el

carbono secuestrado en estos ecosistemas (Neira, Verscheure y Revenga, 2002). Por último, es importante considerar la matriz seminatural entre las áreas protegidas, que contienen importantes componentes de la biodiversidad y servicios ecosistémicos (Simonetti, 1995, 1999) que junto con las áreas protegidas conforman un socioecosistema con múltiples actores cuyas prioridades pueden ser divergentes (Cerda y Bidegain, 2019), y cuya gobernanza se enfrenta a una serie de dilemas y complejidades típicamente asociadas el manejo de recursos comunes (Ostrom, 2010).

Chile es uno de los seis países que lidera la conservación de los océanos si consideramos las variables superficie protegida y fracción de la ZEE protegida (Figura 2): solo 24 países (15,6%) cumplen la meta de proteger el 10% de la ZEE, Chile incluido. Sin embargo, el 73% de la protección de los océanos es aportada por solo seis países (Chile, Estados Unidos, Reino Unido, Francia, Australia y las islas Cook). En la actualidad, el 43% de la ZEE de Chile está protegida y el 23% bajo una figura de alta protección (parque marino). Es notable el aumento en el número y superficie de la ZEE de Chile bajo alguna figura de conservación, que incluye santuarios de la naturaleza (administrados por el Consejo de Monumentos), reservas y parques marinos (bajo la tuición de la Subsecretaría de Pesca), y áreas marinas protegidas de múltiples usos (Ministerio del Medio Ambiente). Desde la creación del primer santuario de la naturaleza que contemplaba objetos de conservación marinos en 1976, el número de áreas marinas protegidas ha aumentado a 42 y el nivel de protección de 2,4 km² a 1.469.000 km² (Figura 3). Los avances han sido particularmente importantes en la última década, ya que pasaron de 0,03% de la ZEE en el 2009, a 4,3% en el 2010 y finalmente a 42% el 2018 (Paredes et al., 2019). Este enorme avance ha sido posible gracias a la creación de áreas marinas protegidas de gran escala (más de 150.000 km²), principalmente en ecorregiones oceánicas. De hecho, el 89,2% de la superficie marina protegida corresponde a la protección de las ecorregiones marinas de isla de Pascua (100%), Desventuradas (72%) y Juan Fernández (61%), el 10,6% a la ecorregión de canales y fiordos del sur de Chile (22%), y solo 0,2% corresponde al conjunto de las ecorregiones marinas continentales del país (Aguilera et al., 2019; Easton et al., 2019; Fernández et al., inédito; Friedlander y Gaymer, inédito; Paredes et al., 2019). Dos de las ecorregiones australes (Kawésqar y Pacífico Austral Oceánico) (Rovira y Herreros, 2016) muestran niveles de protección cercanos al 15% de su superficie. Este nivel de protección podría aumentar si consideramos que recientes dictámenes de Contraloría incorporan espacios marinos a los parques y reservas terrestres administrados por la Conaf (por ejemplo, el Parque Nacional Bernardo O'Higgins y el Parque Nacional Kawésqar, antigua Reserva Nacional Alacalufes). Sin embargo, ambos espacios marinos permiten la pesca y no ha habido esfuerzos para una regulación más extrema de esta actividad en las áreas marinas de estos parques nacionales. En síntesis, las ecorregiones más despobladas y aisladas muestran mayores niveles de protección siguiendo el patrón mundial que describe Kuempel et al. (2019). En contraste, el resto de las ecorregiones costeras de Chile continental muestran un nivel de protección promedio menor al 0,5%.

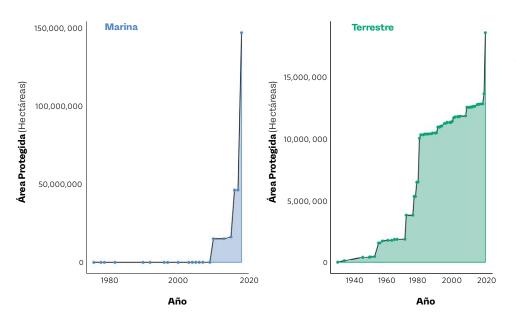
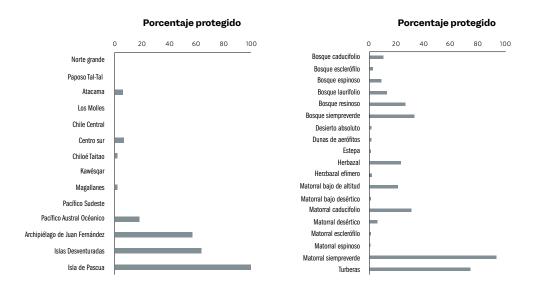


Figura 3. Evolución del número de áreas protegidas en Chile. Arriba izquierda: áreas protegidas marinas. Arriba derecha: Áreas protegidas terrestres. Abajo izquierda: Porcentaje protegido de ecorregiones marinas. Abajo derecha: Porcentaje protegido de ecosistemas terrestres. Fuente: Natalia Jordán arriba y Fernández et al. (inédito)



A pesar de los promisorios avances en conservación marina en zonas oceánicas, existen importantes problemas y desafíos. La zona continental con menos protección es justo donde opera la mayoría de las pesquerías sobreexplotadas. En la actualidad, el 70% de las pesquerías evaluadas están sobreexplotadas o colapsadas (biomasa actual entre 10 y 20% de la biomasa virginal) (Subpesca, 2019). Recientemente se ha hecho evidente que la pesca ilegal tiene un gran impacto en las medidas de recuperación de los recursos. Solo por citar uno de los más emblemáticos de Chile, la merluza, que en la última década ha variado su condición entre sobreexplotada y colapsada, muestra un nivel de pesca ilegal hasta cuatro veces superior a la cuota explotada. Llama la atención que en el podio de los tres recursos con mayor nivel de pesca ilegal estimado por Sernapesca (2019), el huiro ocupa el tercer lugar. Esto es importante de considerar porque ha irrumpido la destrucción de los bosques costeros de macroalgas que representan ecosistemas de alta productividad y



albergan una enorme cantidad de peces e invertebrados de valor comercial, pero están siendo removidos a tasas alarmantes. A esto se suma la modificación del follaje del bosque de macroalgas debido a los cambios de abundancia en depredadores que controlan a los herbívoros (Pérez-Matus et al., 2017).

Es clara la necesidad de fortalecer los planes de conservación marina en las zonas más amenazadas de Chile. Las cifras exitosas de superficie protegida no pueden soslayar una realidad que se debe enfrentar a la brevedad. La evidencia muestra que el 72% de las ecorregiones marinas de Chile no cumplen la meta del 10% de protección (Figura 3). Como paradoja, el gran ecosistema marino de la corriente de Humboldt, definido como prioritario a nivel global para la conservación (Boersma et al., 2004; Thiel et al., 2007) por su alta productividad y biodiversidad, cuenta con menos de 0,1% de protección, lo que obedece a la gran cantidad de usos y usuarios, que hacen difícil la creación de áreas protegidas marinas de gran extensión que aseguren la protección de al menos el 10% de este gran ecosistema. De hecho, el 81% de la superficie protegida se encuentra en islas oceánicas, por lo que solo el 9% de la superficie total del océano protegido está en la zona continental, que es la que concentra la mayor parte de la población y las grandes fuentes de impacto antrópico.

La situación es aún peor si analizamos la franja costera donde operan la mayoría de las pesquerías (hasta 30 millas náuticas). Esta región, que es la que tiene mayor nivel de amenazas, tiene un nivel de protección actual de solo 2,5%. Aunque en Chile no se disponen de bases de datos de la suficiente resolución para evaluar si las áreas marinas protegidas proveen hoy adecuada representatividad a nivel de especies (Squeo et al., 2012, pero véase Tognelli et al., 2005; Tognelli, Fernández y Marquet, 2009), los patrones descritos sugieren fuertes desbalances en los niveles de protección de las diferentes ecorregiones (Figura 2).

Recientemente se ha discutido la posibilidad de considerar otros instrumentos basados en administración de área para avanzar en las metas de conservación y manejo equitativo y eficiente (Gill et al., 2017). En Chile se ha discutido la posibilidad de incluir áreas que basan su administración en el derecho territorial de uso, como las áreas de manejo de recursos bentónicos (AMERB, coadministradas por pescadores) y los espacios costeros marinos de pueblos originarios (ECMPO). Sin embargo, los aportes actuales en superficie de estas figuras son aún modestos y no permitirían avanzar de manera sustancial en la meta del 10% comprometida por Chile. Para avanzar en esta dirección se requieren: i) análisis de la real contribución de estas áreas en el largo plazo; y ii) incentivos para su mantención. De hecho, hoy una fracción minoritaria de las áreas de manejo podría cumplir el requisito de persistencia en el tiempo. Un análisis reciente (Fernández et al., inédito) muestra que menos de la mitad de las áreas de manejo operativas han permanecido más de ocho años con un manejo que cumple con los requerimientos legales. Aunque el número de áreas que cumplen este requisito supera las 190, permiten aumentar solo de forma marginal el nivel de protección (parcial) de la zona costera (2% de aumento respecto del nivel de protección de los instrumentos oficiales de conservación).

Por su parte, y a pesar de que los ECMPO llevan un corto período de implementación, presentan un gran potencial como herramienta de conservación marina y sociocultural (Hiriart-Bertrand et al., 2019). En la actualidad, los ECMPO con Plan de Administración aprobado cubren una extensión del 0,34% (408,89 km²) de nuestro mar territorial, que se podría extender hasta el 28% (36.044 km²) del mar territorial de ser aprobadas las 79 solicitudes que existen (Subpesca, 2019). Debido a que la creación de estos espacios se basa en la protección de derechos y usos consuetudinarios de los pueblos indígenas, sus objetivos se relacionan de manera estrecha con la protección de los servicios ecosistémicos que prestan los ambientes litorales continentales, ambientes que hoy se encuentran subrepresentados en términos de protección. Si bien es cierto que la inclusión de estas figuras alternativas no resuelve la enorme brecha en representatividad que posee el sistema de áreas protegidas marinas, sí representan una adición interesante para estimular las experiencias de manejo de las comunidades locales y una fuente importante de conocimiento para alcanzar metas internacionales de manejo equitativo y eficiente (por ejemplo, Gill et al., 2017). Esto es muy relevante en Chile, donde solo 25% de las 42 áreas marinas protegidas cuentan con un plan de manejo, y absolutamente todas carecen de un manejo efectivo según los protocolos de la IUCN (Petit et al., 2018, ver sección «Brechas» más abajo).

Áreas protegidas y servicios ecosistémicos

Si bien no existen estudios exhaustivos sobre cómo la actual red de áreas protegidas promueve el flujo de los distintos servicios que proveen los ecosistemas en Chile, hay trabajos que evalúan su nivel de cobertura por las áreas protegidas chilenas. Entre estos está el trabajo de Durán et al. (2013), quienes evalúan el rol de las áreas protegidas de Chile en la captura de carbono, provisión de alimento (agricultura) y productividad primaria. Las conclusiones de este trabajo señalan que la actual red de áreas protegidas tiene una baja representación de estos servicios, los que podrían verse potenciados si se incluyeran los denominados «sitios prioritarios», que emergen como una alternativa de gran importancia para la ampliación del actual sistema de áreas



protegidas en Chile y en especial para el caso de los humedales costeros, muy abundantes en Chile Central y afectados por pastoreo, y eutrofización producto de actividades agrícolas, ganaderas, forestales y una creciente urbanización (Costa, Iribarne y Fariña, 2009; Fariña y Camaño, 2012; Fariña et al., 2016; Rozas-Vásquez et al., 2014). A nivel nacional, solo el 0,5% de los humedales está incluido en el SNASPE (MMA, 2014), en tanto que para la zona costera comprendida entre los 30° y los 41° 40′ S, Marquet et al. (2017) señalan que solo el 10,2% de estos humedales está incluido en el SNASPE y el 43,9% coincide con sitios prioritarios, por ejemplo los asociados a la cuenca costera del lago Budi que han experimentado grandes cambios, como un aumento en las plantaciones forestales de 17,6% anual entre 1980 y 1994, la que se incrementa a 27,2% para el período entre 1994 y 2004 (Peña-Cortés et al., 2006).

Existen escasas evaluaciones de los servicios provistos por las áreas protegidas en Chile. En el caso de sistemas de agua dulce y humedales, Delgado y Marín (2016) evalúan la relación entre servicios ecosistémicos y la calidad de vida a lo largo del río Cruces (santuario de la naturaleza y sitio Ramsar) y parte de su humedal asociado, en tanto que un estudio similar se llevó a cabo en la cuenca del Biobío (Díaz et al., 2018b), que contiene 100.334 ha en áreas protegidas pertenecientes al SNASPE. Por otro lado, Nahuelhual et al. (2013) señalan que tanto las áreas protegidas del Estado como las privadas en el sur de Chile son importantes en la provisión de servicios de recreación y ecoturismo, aunque este último podría llegar a ser más alto. También, Martínez-Harms et al. (2018) señalan que en la zona central de Chile, en el hotspot de Chile mediterráneo, las áreas protegidas de mayor tamaño, diversidad de ecosistemas y biodiversidad atraen más visitas, pero que en general solo las personas provenientes de municipios con mayores ingresos son capaces de desplazarse más distancias para visitar estas áreas. Los municipios de menores ingresos promedio por lo general visitan las áreas protegidas más cercanas, lo cual hace que solo 20% de las personas en Chile Central den cuenta del 87% de las visitas. Este es un síntoma inequívoco de desigualdad de acceso a los servicios ecosistémicos culturales, por lo que una ampliación de la red de áreas protegidas debiera intentar balancear el acceso a los servicios culturales y de recreación. Por otro lado, el trabajo de Cerda y Bidegain (2019) evalúa los servicios ecosistémicos en la reserva de la biósfera La Campana y Peñuelas, que incluye al Parque Nacional La Campana desde una perspectiva de los múltiples grupos de interés y su percepción de los servicios ecosistémicos. Estos autores señalan que los servicios de provisión de agua para uso humano son los más valorados. Existe sin embargo una importante heterogeneidad respecto del manejo, acceso y priorización de los servicios ecosistémicos que se manifiestan en visiones divergentes sobre su importancia por parte de los distintos grupos de interés, lo que requiere de la implementación de procesos participativos para su adecuada gestión y resolución de conflictos.

Por último, el trabajo de Ramírez de Arellano et al. (2018) provee un análisis de planificación sistemática de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en la cordillera de Nahuelbuta usando como metas de conservación tanto elementos de la biodiversidad (especies de fauna y flora) y tipos de vegetación, como elementos asociados a servicios ecosistémicos (visibilidad en rutas escénicas, conectividad y cuencas de suministro de agua). Este es un buen ejemplo de cómo compatibilizar la conservación de la biodiversidad con la provisión de servicios ecosistémicos a nivel regional. En general, se necesitan más evaluaciones de planificación estratégica de la conservación que incluyan a los servicios ecosistémicos a nivel local, regional y del país, en consideración de que representan un importante aporte de las áreas protegidas. En este contexto, Figueroa (2010) señala que el valor del aporte anual de las áreas protegidas terrestres en Chile al bienestar de las personas varía entre USD\$1.368 y USD\$2.049 millones, al contabilizar los valores de uso de los servicios ecosistémicos que resguardan.

En relación con los ecosistemas marinos, existe muy poca información respecto del rol de las áreas protegidas en el cuidado de servicios ecosistémicos en Chile, salvo por algunas áreas geográficas y tipos de ambientes particulares: por ejemplo, Outeiro et al. (2015a) llevaron a cabo un planeamiento espacial para la conservación considerando servicios ecosistémicos en la región de Los Lagos, que incluye áreas intermareales, bahías, golfos, fiordos y estuarios. A su vez, Nahuelhual et al. (2017) mapean servicios culturales y recreacionales en ecosistemas costeros de la región de Magallanes y Antártica Chilena como insumo para el planeamiento territorial y manejo ecosistémico. En particular, De Juan, Gelcich y Fernandez (2017) evaluaron la provisión de servicios ecosistémicos en varias localidades a través de la costa de Chile Central, considerando en paralelo la demanda de servicios desde la perspectiva de pescadores artesanales, turistas y residentes. Pese a detectar algunas tendencias y percepciones negativas sobre la provisión de servicios, y relaciones débiles entre los objetivos de manejo, las prioridades de la sociedad, y el estado de las comunidades litorales, De Juan et al. (2017) concluyeron que las áreas de manejo y las áreas protegidas han tenido efectos positivos.

Además, se ha señalado que zonas costeras como los fiordos son importantes proveedores de servicios ecosistémicos, como recreación y pesca, y son altamente vulnerables a los efectos del cambio climático a

través de alteraciones en la escorrentía de los ríos y los cambios subsecuentes en la carga de sedimentos y nutrientes (Iriarte, González y Nahuelhual, 2010). Por otra parte, Vásquez et al. (2014) evaluaron el valor económico de los bosques de macroalgas pardas de gran tamaño en el norte de Chile, y señalaron que prestan importantes servicios ecosistémicos, como captura de carbono, que podrían ser evaluados en el contexto de los beneficios que generaría su preservación en las áreas protegidas. Lo mismo señalan Skewgar, Simeone y Boersma (2009) en relación con la importancia de designar como parte de una reserva marina a las colonias de pingüinos de las islas Puñihuil (Chiloé) y así proteger el servicio ecosistémico de recreación que proveen. Otras evaluaciones relevantes consideran los servicios provistos por las áreas costeras desde la perspectiva de los compromisos existentes entre servicios ecosistémicos (por ejemplo, provisión para la acuicultura de salmones y recreación) (Outeiro y Villasante, 2013; Outeiro et al., 2018) y desde la perspectiva del conocimiento ecológico y valoración por parte de pueblos originarios (mapuche-huilliche) (Outeiro et al., 2015b). En este contexto, una revisión reciente de Gelcich et al. (2019) evalúa el comanejo de pesquerías de pequeña escala y servicios ecosistémicos en los últimos 25 años; encontró que, cuando está bien aplicada, la asignación de derechos de uso territorial a asociaciones de pescadores artesanales puede sostener en forma consistente la biodiversidad y toda la tipología de servicios ecosistémicos.

Los vertebrados marinos tienen un rol importante en el funcionamiento y provisión de servicios ecosistémicos (Lutz y Martin, 2014; Schmitz et al., 2014), los que se ven potenciados por las áreas protegidas marinas, en especial las que contienen especies de vertebrados de gran tamaño corporal como los cetáceos en los ecosistemas de fiordos de la Patagonia (Hucke-Gaete, 2011). Roman y McCarthy (2010) mencionan que los grandes cetáceos fertilizan la zona fótica de los océanos alimentándose de presas meso y batipelágicas y defecando heces líquidas en la superficie. De esta forma, translocan nutrientes que limitan la productividad primaria (como nitrógeno y hierro) desde las profundidades a aguas superficiales, con lo que estimulan una nueva y recurrente producción primaria, con la consiguiente exportación de carbono al océano profundo. La restauración de las poblaciones de ballenas podría aumentar la productividad al hacer disponibles nutrientes limitantes en aquellas áreas consideradas bajas en clorofila, al incrementar la disponibilidad de hierro y nitrógeno en la zona fótica de los océanos (Doughty et al., 2016; Nicol et al., 2010).

De manera similar, Lutz y Martin (2014) extienden el efecto de los vertebrados sobre la regulación y almacenamiento del carbono atmosférico argumentando al menos ocho procesos ecológicos escasamente explorados en los modelos tradicionales del ciclo biogeoquímico del carbono. Estos son: i) carbono de cascada trófica, principalmente referido a la dinámica de la trama trófica de los bosques sanos de macroalgas y pastos marinos; ii) biomezcla de carbono, referido al aporte a la mezcla de nutrientes en virtud del movimiento de vertebrados marinos que llega a ser comparable con el efecto de los vientos y mareas; iii) carbonato de peces óseos, que apela al alto aporte del carbonato de calcio vía las excretas de peces que incrementan la alcalinidad del pH oceánico y podría incluso amortiguar la acidificación de los océanos; iv) bombeo de las ballenas, relativo a la fertilización de la capa fótica como fue explicado arriba; v) carbono de la zona de penumbra, que destaca el rol de los peces mesopelágicos en el transporte de cantidades substanciales de carbono durante su migración vertical, que liberan mediante pellets fecales a mayores profundidades (recientes estimaciones indican que la biomasa de estos peces ha sido subestimada y podría oscilar entre 1.000 a 10.000 megatoneladas) (Irigoien et al., 2014); vi) carbono por biomasa, que hace un paralelo entre el almacenamiento de carbono acumulado en los grandes vertebrados longevos y los bosques terrestres; vii) carbono de cadáveres en profundidad, que se vincula con el proceso anterior, pero referido a cuando estos animales mueren y se hunden a profundidades oceánicas, lo que da vida a diversas comunidades de organismos bentónicos de profundidad; y viii) carbono mediado por vertebrados marinos, que se asocia a que muchos de ellos producen fecas con alto contenido de carbono que se hunden rápidamente y tienen bajas tasas de disolución, lo que asegura su almacenamiento.

Áreas protegidas e impactos del cambio climático

En 2010 se llevó a cabo el primer estudio respecto del impacto del cambio climático sobre distintos componentes de la biodiversidad (Marquet et al., 2010), que incluyó 15 especies de anfibios, 16 reptiles, 36 mamíferos, 1.447 plantas vasculares y 36 ecosistemas, lo cual fue complementado con una evaluación de los humedales de la zona altoandina en el norte de Chile. Este estudio señala que existirán reducciones e incrementos en el rango de distribución de las especies dependiendo de su capacidad de dispersión y la severidad del cambio. En el escenario más extremo, se espera un gran recambio de especies en la zona central de Chile y una reducción mayor al 70% del rango de distribución de 23 especies. A resultados similares llegaron Bambach et al. (2013) para el caso de Chile mediterráneo y, más reciente, Duarte et al. (2019). Estos últimos autores analizan

la respuesta a distintos escenarios de cambio climático para 142 especies de plantas endémicas a la zona del desierto de Atacama y zona mediterránea, concluyendo que en promedio dominan las reducciones en distribución, y que para los escenarios de cambio climático extremo las reducciones y las expansiones de rango se acentúan, por lo que predicen la posible extinción de dos especies. Respecto de las áreas protegidas, Marquet et al. (2010) señalaron que en un contexto de cambio climático, el actual sistema aumentaría su representatividad y cobertura de especies, la cual sería aún mayor si se incluyen las áreas protegidas privadas y los sitios prioritarios. El análisis de los distintos tipos vegetacionales del país señala que estos muestran distintas respuestas ante el cambio climático (Pliscoff, Arroyo y Cavieres, 2012), que van desde su reducción y reemplazo (por ejemplo, cinturón de vegetación alpino) pasando por su movimiento e incremento en extensión (por ejemplo, matorral desértico entre las regiones de Atacama y Coquimbo). Esta dinámica implica que algunos tipos de vegetación incrementan su representación en las áreas protegidas (por ejemplo, bosque latifoliado y matorral desértico, con incrementos marginales en el bosque esclerófilo, bosque deciduo y estepa), mientras que otros tipos de vegetación, como la vegetación de turberas patagónicas, decrecen su representación. Otros tipos, como el bosque siempreverde, mantienen su nivel de representación en las áreas protegidas. Para el caso de los bosques templados dominados por Nothofagus, Alarcón y Cavieres (2015) analizaron los cambios en la distribución y nivel de representatividad en las áreas protegidas de 118 especies de árboles, helechos y otras especies leñosas. Los resultados de este estudio señalan que las respuestas al cambio en el clima varían de acuerdo con el grupo de especies analizadas: la distribución de algunas aumentará en promedio (helechos del sotobosque) mientras la de otras decrecerá (por ejemplo, helechos epifitos) en su distribución. De las especies estudiadas, 73,7% incrementarán su distribución geográfica y el resto decrecerá. En términos de representación en las áreas protegidas, el 70,3% de las especies aumentará su representación, mientras que solo 29,7% decrecerá. De particular importancia para estos aumentos son las áreas protegidas privadas y los sitios prioritarios para la biodiversidad.

En un trabajo reciente, Fuentes-Castillo et al. (2019) evalúan la respuesta de 1.727 especies de plantas en el hotspot de biodiversidad de Chile mediterráneo. Los resultados señalan la existencia de una reducción general en el número de especies presentes en las zonas bajas, sobre todo hacia el límite sur de Chile mediterráneo, y una ganancia local de especies en la zona andina con un alto recambio en la identidad de las especies localmente presentes (Figura 4). En relación con el rol de las áreas protegidas, la mayor reducción en número de especies se observa fuera de ellas, por lo que se sugiere que las áreas protegidas acumularán especies. En este contexto, si bien es cierto que se requiere expandir el número y extensión de las áreas protegidas en la región, las pocas que hay serán muy útiles para la adaptación de la biodiversidad al cambio climático. Finalmente, Hannah et al. (inédito) evalúan dónde debiéramos implementar nuevas áreas protegidas para incrementar la resiliencia del sistema al cambio climático, medido como la mantención de la conectividad tal que las especies puedan moverse y seguir las condiciones que permiten su existencia o nicho, en respuesta a los cambios en el clima. Este ejercicio consideró todas las áreas protegidas del neotrópico e incluyó 6.295 especies de vertebrados y 47.595 especies de plantas. El resultado para el caso de Chile se puede apreciar en la Figura 5. Aquí resalta la importancia que adquieren las zonas costeras, tanto en el norte como centro de Chile; la existencia de un corredor en el piedemonte andino en Chile centro sur; y un corredor costa Andes en la zona de Valdivia. La conclusión de este estudio es que el sistema de áreas protegidas de Chile debe crecer de manera planificada para aumentar su resiliencia frente al cambio climático. Así también lo reconoce el Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad (MMA, 2014).



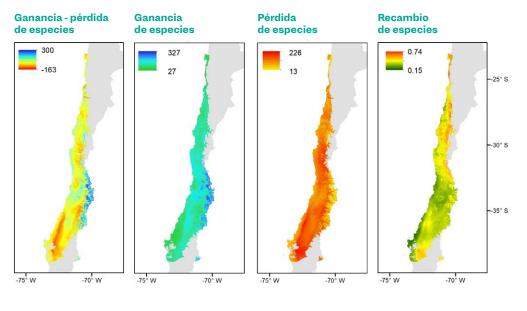


Figura 4. Ganancia, pérdida y recambio para 1.727 especies de plantas bajo el escenario RCP 8.5 al 2080 y con áreas protegidas. Recambio calculado como la suma de la ganancia y pérdida futura de especies dividido por la suma de la riqueza actual y ganancia futura. Abajo: Datos anteriores asociados a las áreas protegidas. Fuente: Elaborado por Taryn Fuentes-Castillo a partir de Fuentes-Castillo et al. (2019).

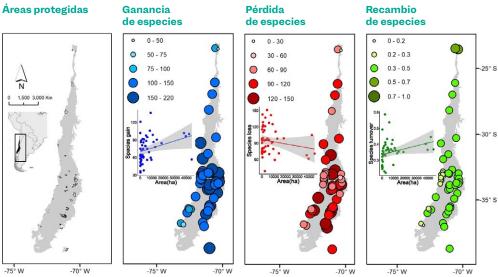




Figura 5. Propuesta de áreas protegidas para Chile considerando la resiliencia al cambio climático. En color amarillo el actual sistema de áreas protegidas, en verde la propuesta de nuevas áreas protegidas, en verde oscuro las más prioritarias. Para más detalles ver Hannah et al. (inédito).

Evaluaciones de la respuesta detallada de especies individuales y su protección en las áreas protegidas se han llevado a cabo para el huemul (Riquelme et al., 2018), guanaco (Castillo et al., 2018), zorro chilote (Molina, Castillo y Samaniego, 2018) y gato andino (Bennet et al., 2017). Para el caso del huemul (Hippocamelus bisulcus), los autores señalan que a pesar de que su rango se contraería entre 58% y 64%, el grado de protección se mantendrá relativamente estable (entre 31% y 38%) considerando que el actual es 36%. De manera similar, para el guanaco (Lama guanicoe) y sus variedades geográficas se espera un decrecimiento en representatividad dentro de la red de áreas protegidas (Castillo et al., 2018). Sin embargo, se ha reportado que para el caso del zorro chilote (Lycalopex fulvipes), su actual grado de protección, medido como la porción de su rango de distribución representado en una o más área protegida, incrementaría desde 3,2% a entre 4,6% y 6,1% dependiendo del escenario de cambio climático modelado (Molina, Castillo y Samaniego, 2018). Aunque esto es positivo, no deja de sorprender la escasa representación de esta especie endémica en el sistema de áreas protegidas, lo que ilustra el problema de fondo: la inadecuada cobertura y representatividad de la biodiversidad en la actual red de áreas protegidas en Chile.

Un caso más complejo es el asociado a especies que son compartidas con otros países, por ejemplo, carnívoros como el gato andino (*Leopardus jacobita*). Para esta especie, Bennet et al. (2017) llevaron a cabo una modelación de su rango de distribución y su respuesta ante el cambio en el clima, además de la modificación en su representatividad en el sistema de áreas protegidas que abarca su distribución: Perú, Bolivia, Argentina y Chile. Los resultados de este análisis señalan que su rango geográfico se reducirá hasta 30%, su distribución aumentará en altura y que su representación en las áreas protegidas se reducirá en 11% a 15% en general. Para el caso de Chile, la pérdida de representación es reducida con solo el 2,37%, aunque aumenta el número de áreas protegidas en que se predice que estaría presente. Ejemplos como este muestran la importancia de coordinar acciones de conservación entre los países que comparten determinadas especies y ecosistemas prioritarios.

La evidencia directa acerca de las consecuencias del cambio climático sobre las especies y ecosistemas marinos es aún limitada. Sin embargo, sabemos que las complejas historias de vida en el mar podrían afectar en gran medida la dinámica de los ecosistemas marinos. Las fases larvales son muy vulnerables a cambios de temperatura, UVB y acidificación (Carreja, Fernández y Agustí, 2016), y su vulnerabilidad a estas fuentes de estrés difiere entre modos de desarrollo larval (Fernández et al., 2009; Pappalardo y Fernández, 2014). No obstante, análisis recientes (por ejemplo, Roberts et al., 2017) enfatizan que, en general, las áreas protegidas marinas bien implementadas y administradas ayudan a los ecosistemas marinos a adaptarse a diversos tipos de impactos derivados del cambio climático. Por otro lado, muchas representan «refugios climáticos» de gran importancia para la resiliencia de ciertos ecosistemas (Micheli et al., 2012). Halpern et al. (2019) destacan que la variabilidad espacial en la manifestación local del cambio climático puede ofrecer «refugios locales» que deben ser objeto de protección y gestión para ganar tiempo en los esfuerzos por mitigar y adaptarse al cambio global, pero que por lo mismo pueden ser altamente vulnerables (Tittensor et al., 2019). Los océanos deben comprenderse de manera integrada al momento de identificar espacios o «refugios» que permitan amortiguar los múltiples estresores para las especies y su consiguiente necesidad de migración y adaptación, y en especial para mantener las funciones ecosistémicas de los océanos, a saber, su rol como sumidero de carbono, en la provisión de alimento y como regulador del clima.

Gobernanza de las áreas protegidas

El modelo de áreas protegidas en Chile se inspira en el modelo parques nacionales de Estados Unidos, con el espíritu de mantener el máximo de beneficio para el máximo de personas en áreas delimitadas. Así se creó la reserva forestal Malleco en 1907, con la intención de salvaguardar maderas para el país. A partir de 1960, comenzó un rápido incremento en la creación de áreas protegidas en ecosistemas terrestres, motivado por la necesidad de asegurar muestras de ecosistemas y protegerlos de la deforestación del centro-sur de Chile, causada por el crecimiento de asentamientos humanos y las consiguientes actividades agrícolas y ganaderas (Pauchard y Villarroel, 2002).

El Decreto Ley 18.362 de 1984 creó el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNAS-PE). El propósito de la ley era organizar las áreas protegidas en torno a un sistema unificado de conservación, con el propósito común de proteger la biodiversidad. Con la creación del SNASPE, el Estado trató de promover la definición y legalización de los límites de las áreas protegidas y la asignación de objetivos de gestión específicos para cada unidad del sistema (Pauchard y Villarroel, 2002). Sin embargo, esta ley nunca entró en vigor, ya que estaba supeditada a la dictación de la Ley 18.388, que creaba la Corporación Nacional Forestal y de Protección de Recursos Naturales Renovables, la que no fue promulgada.

Otro hito importante en la gobernanza de las áreas protegidas tuvo lugar a principios de los años noventa con las modificaciones a la Ley de Pesca, que permitieron el desarrollo de regulaciones asociadas a la conservación del territorio marítimo bajo la responsabilidad regulatoria de la Subsecretaría de Pesca y de fiscalización por parte del Servicio Nacional de Pesca. Entre las más importantes están las relativas a la creación de parques y reservas marinas y las áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB). En el año 1994 se promulgó la Ley 19.300, que creó la Comisión Nacional del Medio Ambiente (Conama) y le asignó al Estado de Chile la responsabilidad de administrar el SNASPE y fomentar las áreas privadas. En 1997 se creó la primera reserva marina legalmente constituida, en 1999 la primera área marina y costera protegida (AMCP), y en 2003 el primer parque marino, llamado Francisco Coloane. El año 2008 entró en vigor la Ley 20.249, que crea los espacios costeros marinos de pueblos originarios (ECMPO), que dará cabida a la creación del EM-CPO Trincao a fines el año 2015 y a ocho ECMPO más en los cuatro años siguientes.

Durante la primera década del siglo XXI se sucedieron una serie de iniciativas tendientes a consolidar una red de áreas protegidas terrestres y marinas integradas, las que se potencian con la entrada en vigor de la Ley 20.417, que crea el Ministerio del Medio Ambiente y que establece que el presidente de la República deberá

tomar los pasos legales necesarios para crear el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP) y una Conaf de corte público, el Servicio Nacional Forestal. El proyecto de ley que crea ambos servicios fue enviado al Congreso Nacional el 2011 y se encuentra aún en trámite legislativo.²

Una importante innovación en la gestión de áreas protegidas ha sido la introducción de la noción de gobernanza participativa (Agrawal y Gibson, 2001), y más específicamente, la de gestión indígena de la conservación ecosistémica (Stevens, 2014). El 12,8% de la población nacional se autoidentifica como perteneciente a un pueblo originario (INE, 2017) y las áreas de desarrollo indígena (ADI) representan el 11% del territorio nacional. Estas áreas coinciden de manera importante con las áreas protegidas del SNASPE (Conaf, 2018). Esta realidad, sumada a los diversos compromisos internacionales ratificados por Chile (como el Convenio sobre la Diversidad Biológica de 1992 o el Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo), hace necesario buscar fórmulas de cogestión con pertinencia cultural, en las que los usos ancestrales del territorio y las metodologías indígenas de conservación sean incorporados en los modelos institucionales. A partir de experiencias como las de la Reserva Nacional Los Flamencos (Rauch-González et al., 2019), la comunidad de Quinquén (WWF, 2012) y el Parque Nacional Chiloé (Oltremari y Guerrero, 2003), se ha propuesto la figura del territorio indígena de conservación (WWF, 2012) o de la gestión intercultural de áreas protegidas (Rauch-González et al., 2019) para fortalecer y mejorar su gestión. Este tipo de gobernanza ha demostrado facilitar la cooperación entre distintos sistemas de conocimiento (Díaz et al., 2018a) y la vinculación entre la conservación ecosistémica y la planificación territorial local (Aylwin y Cuadra, 2011).

Uno de los mayores problemas observados en la protección de los ecosistemas marinos es la multiplicidad de instituciones vinculadas a su gobernanza y la descoordinación entre ellas para hacerse cargo de la protección de la diversidad marina. Varios ministerios y agencias del Estado, como el Ministerio de Economía, Fomento y Turismo —a través de Subpesca y Sernapesca—, el Ministerio del Medio Ambiente, el Ministerio de Educación, el Ministerio de Defensa, el Ministerio de Bienes Nacionales, y más recientemente, el Ministerio de Agricultura —a través de Conaf—, están relacionados con las diferentes categorías de protección marina existentes (Cárcamo y Gaymer, 2013; Jorquera-Jaramillo et al., 2012). La futura creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas sería la solución a la gran dispersión institucional existente (Paredes et al., 2019; Squeo et al., 2012), la que dificulta, entre otras cosas, la aplicación de un manejo basado en ecosistemas (Cárcamo, Garay-Flühmann y Gaymer, 2013). Es de esperar que el SBAP genere una institucionalidad con memoria, en la que los actores relevantes del sistema puedan perdurar en sus cargos más allá de los ciclos políticos, y así generar una cultura acumulativa que vaya mejorando su gestión en forma continua.

Brechas en áreas protegidas terrestres y marinas

Varios estudios han examinado de manera crítica el SNASPE y han identificado brechas y desafíos. Entre ellos, Jorquera-Jaramillo et al. (2012) señalan la existencia de desafíos como estandarizar y optimizar las metodologías para seleccionar áreas prioritarias a ser conservadas, integrar el valor intrínseco de la biodiversidad con los servicios ecosistémicos en la selección de áreas de conservación y en su manejo, e incorporar la educación y la participación ciudadana desde una perspectiva biocultural. Varios de estos desafíos ya han sido analizados en las secciones anteriores. En lo que sigue, nos centraremos en los relacionados con el manejo y gestión de las áreas protegidas en Chile, aspecto reconocido como prioritario por la Estrategia Nacional de Biodiversidad (2017-2030).

La falta de planes de manejo e implementación de áreas protegidas están entre los grandes problemas que posee la red de áreas protegidas terrestres y marinas del país. Para el caso de las presentes en la zona mediterránea de Chile, este aspecto, que se relaciona con la eficiencia de las áreas protegidas, está dentro de los identificados como prioritarios por parte de científicos y tomadores de decisiones (Moreira et al., 2019). Del total de las áreas protegidas terrestres, 58% posee un plan de manejo, con los santuarios de la naturaleza como los que muestran el mayor déficit con cerca del 4%. En el caso de las marinas, como ya se mencionó, solo 25% posee un plan de manejo, lo que disminuye a menos de 0,1% si en vez de número de áreas protegidas consideramos la superficie protegida (Aguilera et al., 2019; Petit et al., 2018). Solo las reservas marinas cuentan con planes de manejo. Estas cifras mejoran para el caso de los ECMPO, donde el 100% se encuentra con un plan de administración vigente, y 5 (55% del total) posee un Plan de Manejo de Recursos Hidrobiológicos vigente (Subpesca, 2019).

Al evaluar la efectividad de los planes de manejo, en tierra la mayor parte están obsoletos, y solo cerca del 14% son eficaces según los estándares internacionales de manejo usados por la UICN. En el caso de las

² Para un análisis más detallado de la legislación respecto de las áreas protegidas, véase Sierralta et al. (2011).

áreas protegidas marinas, ningún plan de administración cumple con los requisitos para ser eficaz (Petit *et al.,* 2018). Esto significa que en la actualidad la mayor parte de las áreas marinas son áreas decretadas pero no administradas y, por lo tanto, caerían en la categoría de áreas protegidas de papel.

En relación con las brechas en las áreas protegidas terrestres, el estudio de Fuentes, Domínguez y Gómez (2015: 8) señala que son importantes y no han experimentado mejoras entre 2010 y 2015:

Siguen habiendo limitaciones mayores para controlar actividades no deseadas, que el personal aún tiene deficiencias mayores para implementar la legislación y reglamentos, que los límites del área protegida todavía no son conocidos por los locales, que el personal es numéricamente insuficiente e insuficientemente capacitado, que el presupuesto es inadecuado, que hay niveles insuficientes e inadecuados de equipos e infraestructura, y que los accesos son controlados solo parcialmente.

Solo en tiempo reciente se han difundido y aplicado metodologías para mejorar los estándares de conservación de las áreas protegidas en Chile y que podrían mejorar de manera sustancial lo que hoy existe (por ejemplo, Cáceres, Kusch y Vila, 2015; Carmody, Guijón y Saavedra, 2018; Saavedra, Carmody y Guijón, 2015). En consonancia con esto, en 2017 la Conaf publicó un manual para la planificación del manejo de las áreas protegidas (Conaf, 2017) que contiene estas metodologías, lo que permitiría su adopción. Sin embargo, subsiste la brecha de financiamiento para desarrollar y poner en práctica los planes, sin mencionar las carencias en equipos e infraestructura. El grado de deterioro de algunas áreas protegidas, como el Parque Juan Fernández, es emblemático en relación con la rápida e irreversible pérdida de especies (Vargas et al., 2015).

Un trabajo importante a considerar en el ámbito de la planificación y gestión de áreas protegidas es la propuesta elaborada por el Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES, 2015). Estos autores revisan y analizan las fortalezas y debilidades de la actual metodología utilizada por la Conaf en la elaboración de planes de manejo de áreas protegidas (Manual 23) (Núñez, 2012). Además, hacen sugerencias para reforzarla a través de la utilización de los estándares abiertos para la conservación desarrollados por el consorcio de ONG dedicadas a la conservación denominado Conservation Measures Partnership (CMP, 2013).

En relación con el financiamiento de las áreas protegidas de Chile, las estimaciones señalan que este es deficitario. El trabajo de Fuentes et al. (2015), que analiza una muestra de 22 áreas protegidas (en la categoría de Parque Nacional), señala que los presupuestos anuales de gestión por hectárea (sin incluir sueldos) varían entre \$ o y \$3.693, con un promedio de \$773 con personal permanente de entre ninguna a 30 personas. Por otro lado, el análisis de ocho áreas protegidas marinas señala que los presupuestos por hectárea van desde \$ o a \$108.882, con un personal permanente de entre una a cinco personas. En general, las encuestas aplicadas a administradores y gestores de áreas protegidas o encargados de biodiversidad en las instituciones dedicadas a la gestión de las áreas protegidas, señalan que el financiamiento es inadecuado y no permite controlar amenazas que tienen que ver con la acumulación de basura y residuos, invasión por especies exóticas, incendios, mitigación del impacto de carreteras y ferrocarriles o actividades de turismo, además de actividades de ganadería y pastoreo dentro de los límites de las áreas protegidas terrestres. Por otro lado, el estudio de áreas protegidas marinas publicado por WCS (2018) señala que la brecha o déficit presupuestario para la operación asciende a \$7.801 millones (US\$12 millones) al año. Con el monto actual disponible solo se cubre 1,7% del estimado como necesario para un funcionamiento apropiado de las áreas que existían a la fecha del análisis. La revisión del marco legislativo y reglamentario realizado por WCS (2018) señala que la falta de financiamiento tiene un origen estructural, que radica en una institucionalidad fragmentada, y con atribuciones poco claras o insuficientes para la administración integral y coherente de las áreas. Si bien es cierto que existen grandes brechas en el financiamiento del sistema de áreas protegidas, hay evidencia (véase Arriagada, Echeverría y Moya, 2016) que señala que las áreas protegidas en el sur de Chile disminuyen la deforestación en relación con lo que se observa en áreas no protegidas privadas, pero no cuando se compara con tierras en poder del Estado, por lo que la conversión de áreas privadas en áreas protegidas proveería beneficios adicionales.

A las carencias ya identificadas, se suman importantes brechas en la consideración explícita del cambio climático en el diseño de los planes de manejo de las áreas protegidas (CAPES, 2015; Minagri-Conaf, 2017), y en propiciar una mejor interacción entre la ciencia o mundo académico y el manejo de estos ecosistemas. A este respecto, Marquet et al. (2010) señalan la importancia de las áreas protegidas y de las estaciones biológicas marinas y terrestres, agrupadas en la Red Chilena de Sitios de Estudios Socio-Ecológicos de Largo Plazo, para servir de sitios de monitoreo del cambio global y del cambio climático en particular.

En general, los diagnósticos respecto de las brechas del actual sistema de áreas protegidas marinas y terrestres de Chile existen y tienen importantes sugerencias que sin duda contribuirán a mejorar la gobernanza, planificación y gestión de la red de áreas protegidas de Chile. Lo que está pendiente es su implementación.



Restauración

SITUACIÓN GLOBAL

La restauración es una de las acciones más importantes para potenciar la captura y secuestro de carbono, ya que va más allá de plantar especies vegetales, y apunta a restaurar las funciones esenciales del ecosistema, su biodiversidad y ciclos biogeoquímicos e hidrológicos asociados. En particular, la restauración de los suelos es fundamental, en especial si consideramos que el reservorio de carbono en los primeros dos metros de suelo puede llegar a ser el triple del que está presente en la atmósfera (~3.000 Gt C frente a ~830 Gt C). Proteger los suelos contra la erosión y potenciar la retención y recuperación del carbono orgánico son estrategias claves para mitigar el calentamiento global (por ejemplo, Pautian et al., 2016). Consciente de esto, el Gobierno francés lanzó durante la COP21 la campaña 4 por mil,³ que plantea incrementar a una tasa de 0,4% anual el carbono orgánico almacenado en los suelos (Lal, 2016).

Los ecosistemas naturales son claves para la mantención de nuestra civilización en un planeta que se está calentando y transformando. Los bosques intactos pueden llegar a secuestrar el doble de carbono que plantaciones de especies exóticas en monocultivos (Gayoso, 2001). Evitar la deforestación y promover la conservación y restauración de los bosques nativos en zonas donde esto sea posible —incluso en zonas urbanas—son acciones críticas para combatir el calentamiento global y aminorar la crisis de extinción que afecta a la biodiversidad mundial (por ejemplo, Dinerstein et al., 2019; IPBES, 2019; Lewis et al., 2019; Little y Lara, 2010; Watson et al., 2018). Sin embargo, la importancia de la captura y el almacenamiento o secuestro de carbono se extiende mucho más allá de los bosques y es especialmente importante en los suelos, turberas, pantanos, manglares y praderas intactas. En general, la restauración es de suma importancia para potenciar el flujo de servicios ecosistémicos (Benayas et al., 2009). El costo de la restauración de ecosistemas marino-costeros ha sido estimado entre US\$80.000 (mediana) por hectárea, en base a un análisis de 235 estudios a nivel mundial (Bayraktarov et al., 2016). Aunque el costo total podría llegar a ser dos o tres veces más caro, es treinta veces menor en países en vías de desarrollo.

La creciente necesidad de reparar la naturaleza ha resultado en un escalamiento de lo importante que es la restauración ecológica a nivel planetario, a través de diversas iniciativas internacionales como los Objetivos de Desarrollo Sostenible 14 y 15, o el Convenio de Diversidad Ecológica, que llama a «restaurar los ecosistemas naturales y seminaturales degradados, incluyendo ambientes urbanos». Además, Naciones Unidas declaró en marzo de 2019 a la década del 2021-2030 como «la Década de la Restauración de los Ecosistemas», mientras que el Bonn Challenge se ha propuesto la meta de restaurar 150 millones de hectáreas al 2020, y 350 millones al 2030, con el objetivo de «recuperar la integridad ecológica al mismo tiempo que se mejora el bienestar humano por medio de paisajes multifuncionales». En la actualidad, la protección y restauración de los ecosistemas es una prioridad mundial. Recientemente, la Society for Ecological Restoration (SER) dio a conocer la segunda edición de los principios internacionales y estándares para la práctica de la restauración ecológica (Gann et al., 2019). Los estándares proveen una guía para practicantes, estudiantes, planificadores, tomadores de decisión, financiadores y agencias involucradas en restaurar ecosistemas degradados en el mundo.

En los ambientes marinos, sin embargo, la restauración como concepto y práctica ocupa históricamente un lugar secundario frente a las estrategias tradicionales del manejo y la conservación, las que no obstante pueden converger con la restauración cuando se enfocan en acciones (por ejemplo, rehabilitación, remediación) o componentes bióticos relevantes (por ejemplo, especies clave, ingenieros ecosistémicos) para favorecer la recuperación de un ecosistema degradado (Geist y Hawkins, 2016). No obstante, se reconoce en la restauración a un elemento esencial en la conservación de los ecosistemas marinos (Abelson et al., 2016).

SITUACIÓN EN CHILE

Después de un constante proceso de degradación de los ecosistemas terrestres nativos en Chile —incluidos suelo y formaciones vegetales—, se desarrollaron iniciativas esporádicas de reforestación y recuperación de cobertura vegetal con especies nativas, las que pueden ser rastreadas en forma ocasional desde la década de 1960 en adelante. En la década de 1990 comenzaron las iniciativas de plantación de especies nativas con fines experimentales y comerciales, que siguen la misma lógica de una plantación de especies exóticas (Bannister et al., 2018; Smith-Ramírez et al., 2015). Con posterioridad, Chile se adscribió a los compromisos internacionales de restauración. Con la ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal (Ley 20.283), se impulsó el financiamiento de proyectos de investigación, muchos de ellos orientados a generar conocimiento sobre técnicas de propagación de especies y restauración, lo cual ocurrió en paralelo con varios llamados del mundo científico y la ciudadanía en general a restaurar los ecosistemas degradados. Esta ley contempla, además, incentivos para pequeños y medianos propietarios. Sin embargo, los mecanismos de financiamiento para que los pequeños propietarios en efecto manejen, restauren y conserven son complicados, y los montos no cubren los costos reales ni los costos de oportunidad de la conservación, lo que explica el poco éxito que ha tenido esta ley (Cruz et al., 2012; Gayoso et al., 2016).

En 2014, el mundo académico promovió una iniciativa de colaboración en restauración. Además, se creó la Red Nacional de Restauración Ecológica (Smith-Ramírez et al., 2015), la cual surgió como respuesta en su mayoría del mundo académico. A nivel gubernamental, en 2017 —y a raíz de los incendios que ocurrieron ese año— se constituyó el Comité Nacional de Restauración, coordinado por el Ministerio del Medio Ambiente a nivel central y formado por representantes de gobiernos, ONG, academia, comunidades locales y el mundo privado. Con el tiempo, el comité promovió la discusión para desarrollar un Plan de Nacional de Restauración, que hasta 2017 estaba a cargo de Conaf. En agosto del 2018 se formalizó el interés en generar un Plan Nacional de Restauración a Escala de Paisaje a cargo de los ministerios de Agricultura y del Medio Ambiente (Minagri, 2019).

A partir del año 2000, comenzaron a generarse iniciativas de restauración en el país, las que si bien no han sido catastradas en los últimos años, superarían con creces la centena (Smith-Ramírez et al., 2015). Solo en el Registro Nacional de Restauración Ecológica que posee el Ministerio del Medio Ambiente se reportan, para principios de 2018, 85 casos producto de compensaciones (Bonacic, 2018). El impulso a estas iniciativas ha provenido sobre todo de privados y empresas que buscan acogerse a certificaciones o hacer compensaciones, y como una respuesta ante los incendios catastróficos que han devastado los bosques nativos dentro y fuera de áreas protegidas (Smith-Ramírez et al., 2015). A pesar de la gran cantidad de iniciativas, estas cubren pequeñas superficies, y muchas de ellas son experimentales (Smith-Ramírez et al., 2015). Pocas involucran a las comunidades locales, aunque en contados casos estas iniciativas han surgido desde ellas mismas (por ejemplo, la Fundación Nahuelbuta). Algunas de estas acciones de restauración han incluido control de erosión, en especial las hechas por empresas y control de especies invasoras animales o plantas (véase casos en Smith-Ramírez et al., 2015). En las 282 acciones de compensación analizadas por Bonacic (2018), la medida más recurrente fue la plantación de especies (N=157), principalmente nativas. Solo una incluyó trabajo con comunidades locales, solo veinte hicieron monitoreo y alrededor de 65% de las actividades de restauración por compensación no han aportado información sobre la superficie restaurada (Bonacic, 2018). La falta de información sobre ensayos de restauración, así como la falta de metodologías claras, ha redundado en ensayos independientes que no necesariamente son exitosos y que pueden tener elevado costo. Por ejemplo, los ensayos de plantación en Chile mediterráneo varían entre 2 a 18 millones por hectárea (Bustamante et al., 2016), a pesar de que existen otros mecanismos pasivos que pueden ser más costo-efectivos que la plantación, como la autorregeneración con exclusión de ganado (Birch et al., 2010).

En la Ley de Bosque Nativo, el Estado contempla un incentivo a la restauración de suelos degradados siempre y cuando se encuentren especies de plantas decretadas como amenazadas en el área a restaurar. El beneficio económico que aporta este incentivo es escaso y, probablemente por lo mismo, no ha sido muy uti-

lizado a pesar de haber interés en restaurar suelos degradados por las comunidades locales (Smith-Ramírez et al., 2019). Por otro lado, se ha encontrado que existe voluntad de propietarios y de autoridades locales, regionales y nacionales por hacer restauración (Schiapacasse et al., 2012; Castillo et al., inédito), pero no existe apoyo suficiente por parte del Estado para lograrlo. Asimismo, hay trabas que tienen que enfrentar estos actores, como la carencia de plantas en viveros con una calidad, cantidad y diversidad adecuadas (Bannister et al., 2018). Sin embargo, es necesario destacar estudios recientes que representan aportes importantes al conocimiento sobre viverización (Ovalle et al., 2016).

El principal interés de las comunidades de Chile Central al restaurar es conservar y recuperar el abastecimiento de agua. Si bien este interés no siempre coincide con el de los servicios públicos y expertos, el aunar expectativas respecto de la restauración es parte de los objetivos del diálogo en mesas de trabajo (Castillo et al., inédito). Si bien no existe hasta el momento un catastro del éxito de las iniciativas de restauración, en el caso de restauración por compensación en Chile Central se ha encontrado que los éxitos en prendimiento han sido altos, aunque el horizonte de medición de lo que llamamos éxito es de dos años (Bustamante et al., 2016), lo que sugiere que estas iniciativas de restauración asociadas a planes de compensación debieran tener una visión de largo plazo. Por otro lado, existen vacíos legales que permiten hacer nuevas obras de desarrollo sobre sitios donde ha habido restauración por compensación.

Las grandes empresas forestales también se encuentran en proceso de restauración de aquellas áreas donde el bosque nativo se taló y reemplazó después de 1994, de forma de acogerse a los beneficios de Forest Stewardship Council (FSC). Esta restauración, que comenzó hace cuatro años, enfatiza la autorregeneración de especies nativas, seguido por el enriquecimiento con especies nativas cuando corresponde y la remoción de la cobertura de especies exóticas. Existen muchas experiencias ejecutadas por empresas que a la fecha no han sido sistematizadas en un reporte, por lo que se desconoce su efectividad.

En los ambientes marinos de Chile, en contraste con los terrestres, virtualmente no han existido acciones de restauración desarrolladas en el marco de lineamientos definidos por la SER (Gann et al., 2019) y, como en muchos otros países, se han privilegiado enfoques de conservación y manejo que pueden ser insuficientes en ecosistemas altamente degradados. De hecho, a nivel internacional se tiende a considerar que la restauración de ecosistemas marinos en general es poco viable por el alto costo de escalar las acciones a dimensiones significativas, y que su factibilidad sería mayor en los sistemas más cerrados (por ejemplo, con menor flujo de materiales y propágulos), o en aquellos que han perdido estructura biogénica (como la generada por bioingenieros) o componentes bióticos (por ejemplo, especies sobreexplotadas) que podrían ser reinstalados (Geist y Hawkins, 2016).

En este contexto, algunas prácticas aplicadas con frecuencia en Chile han sido la reintroducción y el repoblamiento (o reforzamiento o reabastecimiento) de especies explotadas o de interés comercial, si bien pocas veces han ido acompañadas de una evaluación de sus pros y contras (pese a que potencialmente podrían derivar en algunos efectos negativos) o de su efectividad a mediano o largo plazo (Camus, 2005). Aunque dichas prácticas podrían ser parte de proyectos de restauración considerando procesos o funciones del ecosistema, en general se enfocan en especies particulares a fin de aumentar su disponibilidad para mejorar la rentabilidad de un ambiente, como en las áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos incentivadas por el Programa de Acuicultura Mundial (HUAM) (Fondef, 2010). De esta forma, el repoblamiento hoy es visto casi como sinónimo de restauración en ambientes marinos, contando con cada vez más incentivos como la reciente Ley 20.925, «Bonificación para el repoblamiento y cultivo de algas en AMERB y concesiones de acuicultura con el fin de aumentar la biomasa disponible» de 2016. En virtud de esta última, Subpesca implementó desde 2017 su Programa Nacional de Bonificación al Repoblamiento y Cultivo de Algas, financiando tanto a titulares de AMERB y de concesiones como a organizaciones de pesca artesanal. Más allá de los eventuales beneficios socioeconómicos, sin embargo, pueden existir riesgos al aplicar el repoblamiento en forma masiva o sostenida como herramienta central de restauración. Si bien la Ley 20.925 excluye el uso de especies exóticas y organismos genéticamente modificados, y exige indicadores de «condiciones para el desarrollo sustentable de la actividad económica» recomendados por asesores expertos, su impacto solo podrá evaluarse al completar sus diez años de vigencia.



MESA **BIODIVERSIDAD**

Acciones de restauración en Chile

La mayor parte de los estudios sobre restauración ecológica de ecosistemas en Chile se han llevado a cabo en ambientes terrestres, y en particular en el ecosistema mediterráneo de Chile Central. Existen también, aunque en mucha menor cantidad, estudios de restauración y control de especies invasoras en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara, ambas en el archipiélago de Juan Fernández; y en menor representación, estudios de restauración en la Patagonia (región de Magallanes). Hay estudios de restauración postincendio en el bosque subantártico (Torres del Paine) y en praderas antropogénicas (isla Riesco), así como ensayos en bosque siempreverde (restauración con alerce y ciprés de las Guaitecas, y experiencias en la cordillera de la Costa principalmente), bosques de la Araucanía (posterior a los incendios) y de forma marginal algunos ensayos en la costa del bosque maulino. Si bien existen estudios de recuperación de vegetación al norte de Santiago, la mayoría están asociados a compensaciones hechas por empresas mineras, cuya información se encuentra en informes por lo general no accesibles. Una excepción es la restauración posterior al control de conejo en las islas Choros y Damas en la región de Coquimbo a cargo de Conaf. Otra excepción son los resultados positivos sobre autorregeneración posterior a eventos de El Niño en la misma región, fenómeno que no se da en la región de Valparaíso debido a la herbivoría (Holmgren et al., 2006).

Debe notarse que, en muchos casos, la restauración está estrechamente ligada al control de especies invasoras, con el conejo como una de las principales limitantes para la regeneración exitosa de la vegetación mediterránea (Jaksic y Fuentes, 1980; Fuentes et al., 1983), junto con, en el caso de las plantas, el maqui, la zarzamora y la murta en el archipiélago de Juan Fernández (Arellano-Cataldo y Smith-Ramírez, 2016), y el pino en el bosque maulino (Gómez et al., 2019; Promis et al., inédito). Además de estas especies, existen otras plantas que generan severas restricciones para la recuperación de la vegetación nativa, como *Acacia dealbata* y *A. melanoxylon* (aromo), *Pinus contorta y Pseudopsuga menziesii*. La Conaf ha financiado proyectos para estudiar el control de estas especies desde 2018.

Ecosistemas mediterráneos

El impacto del ser humano sobre los ecosistemas mediterráneos de Chile ha estado presente al menos por los últimos 5.000 años (Aschmann, 1991; Armesto et al., 2010; Simonetti y Cornejo, 1991). Sin embargo, en los últimos 500 años la modificación del paisaje asociado al cambio en el uso de la tierra ha sido más intensa al pasar de paisajes con una cubierta densa y continua de bosque y matorral esclerófilo, típica de las zonas con clima mediterráneo (Fuentes et al., 1989; Gastó, 1979; Parsons, 1976), a una cobertura de parches arbustivos sobre una matriz herbácea, donde un alto porcentaje del suelo ha sido modificado por la actividad agrícola y ganadera (Bahre, 1979; Fuentes et al., 1990; Ovalle et al., 1990). Considerando que las prácticas culturales asociadas a la actividad humana en este ecosistema se han degradado históricamente y son poco sustentables, sobre todo en un contexto de cambio climático, se ha sugerido la importancia de restaurar los ecosistemas silvopastorales de la zona mediterránea a través de la generación de biocarbón para fertilizar los suelos, y el uso de técnicas nuevas de pastoreo rotativo que promuevan paisajes heterogéneos y sustentables (Root-Bernstein y Jaksic, 2013).

Dos proyectos de investigación en restauración han sido fundamentales en generar las bases de conocimiento sobre restauración en el país. Uno fue el proyecto ReForLan (2007-2009), cuyo objetivo central fue identificar y promover enfoques para el manejo sustentable de los ecosistemas forestales semiáridos por medio de la investigación de técnicas de restauración, de manera de apoyar la conservación de la biodiversidad y el desarrollo de las comunidades rurales, aunque este aspecto no fue desarrollado en Chile. De forma complementaría se desarrolló el proyecto Conicyt RUE-33, cuyo objetivo fue evaluar la demanda de agua y establecer los sitios prioritarios de restauración ecológica en la comuna de Casablanca en la región de Valparaíso.

Los resultados principales de estos proyectos han revelado degradación y pérdidas sustanciales de bosque esclerófilo, aumento en la fragmentación del hábitat remanente y pérdidas en la conectividad a nivel de paisaje. En el contexto de este proyecto se hicieron una serie de pequeños ensayos de restauración con especies nativas en distintos lugares del área de estudio, pero debido a la corta duración de los proyectos, fueron abandonados. A partir del conocimiento generado se propusieron una serie de medidas generales para la restauración, las cuales se han ido perfeccionando con estudios posteriores.

Respecto de promover la autorregeneración del matorral mediterráneo, Echeverría et al. (2010) señalan que no suele ocurrir si hay ausencia de una especie nodriza que facilite el establecimiento de plántulas (ya sea de su misma especie u otras) bajo o entre su dosel, excepto en el caso de A. caven (Armesto y Pickett, 1985; Fuentes et al. 1984, 1986; Smith-Ramírez et al., inédito). Aunque la autorregeneración de la cobertura del bosque esclerófilo es lenta, no deja de ser importante (Altamirano et al., 2019; Fuentes-Castillo et al., 2012). De hecho, Rivera-Hutinel et al. (2011) indican que la tasa anual de recuperación de la cobertura boscosa fue de 1 ha a 3,8 ha anuales durante un período de 52 años y en seis sitios que no habían sido cercados. Estos

autores señalan que la manera más efectiva de dar un impulso a la restauración pasiva en aquellos lugares donde no es posible llegar con agua de regadío o es muy caro sembrar, es simplemente cercar alrededor de fragmentos remanentes de bosque o árboles aislados de espino, excluyendo ganado y conejos, y mejorando la calidad del suelo (Smith-Ramírez et al., 2013; Soto et al., 2015). Sin embargo, estudios posteriores mostraron que solo es posible obtener autorregeneración durante los primeros tres años de excluir herbívoros, ya que después la regeneración masiva de hierbas de origen europeo impide que la semilla llegue al suelo o sombrea la plántula, lo que detiene de nuevo la sucesión (Becerra et al., 2011; Smith-Ramírez et al., inédito). Miranda et al. (2019) entregan información sobre la distancia de la fuente de propágulos a la que deben estar las exclusiones de herbívoros en relación con el aporte de semillas por dispersión endozoócora desde fragmentos remanentes. Los autores encontraron, como es esperable, que a menor distancia mayor cantidad de semillas son dispersadas hasta 150 m de la fuente, aunque esta distancia es variable entre especies. Por otra parte, Schulz et al. (2010, 2011) señalan, a partir del análisis de datos de cobertura del suelo para el período 1975-2008, que la regeneración del bosque esclerófilo es baja en Chile Central y se correlaciona en forma negativa con la distancia a caminos primarios. En un trabajo posterior, Schulz y Schröder (2017) identifican sitios con potencial de restauración de bosque y de restauración pasiva. Todos estos antecedentes ayudan a diseñar planes de restauración por autorregeneración que incluya el uso de plantas nodrizas, exclusiones, distancia a la fuente de propágulos y eliminación de hierbas, entre otras medidas. Por otro lado, Echeverría et al. (2010) y Williams-Lineara et al. (2011) señalan que el proceso de restauración se ve favorecido y acelerado por la presencia de especies vegetales leñosas en el sitio a restaurar, por lo que es más rápido y eficiente restaurar un fragmento remanente que comenzar restaurando un sitio abierto y por completo descubierto. En particular, se señala que los matorrales de espino de Chile Central tienen un gran valor ecológico, ya que facilitan el establecimiento de las plántulas durante las primeras etapas del proceso de la restauración ecológica en zonas degradadas (bajo espinos se recomienda plantar quillay, maitén, colliguay, litre y molle) (Echeverría, et al., 2010; Root-Bernstein et al., 2017; Smith-Ramírez et al., 2016). Estos autores recomiendan que para iniciar el proceso de restauración se seleccionen sitios con presencia de espinos de al menos 1,5 m de altura, con el objetivo de dar protección a las plántulas.

Todos los ensayos y estudios de restauración mencionados hasta ahora se han hecho en lugares no incendiados. En un proyecto financiado por Conaf —destinado a conocer técnicas de restauración de la vegetación mediterránea postincendio— se ha encontrado, a través de análisis de imágenes satelitales, que esta vegetación es capaz de regenerarse en grandes extensiones, incluso cuando el incendio es severo (Becerra, Smith-Ramírez y Arellano, 2018). Inclusive la vegetación nativa puede regenerarse por rebrote después de dos incendios, pero no después de tres incendios consecutivos (menos de cinco años entre ellos). La principal limitante para que esta regeneración ocurra es la presencia de ganado, el cambio de uso de suelo y la escasez de un banco de semillas (por ejemplo, Becerra, Smith-Ramírez y Arellano, 2018; Jiménez y Armesto, 1992). Este proyecto arrojó además importantes luces sobre las diferentes técnicas de restauración en áreas con y sin incendio.

El origen geográfico de las especies nativas afecta su potencial para la restauración ante el cambio climático. Esto se ha evaluado en cinco especies de plantas leñosas con distribución mediterráneo-templada (Bustos-Salazar et al., 2017; Magni, Espinoza y Garrido, 2016). En casi todos los casos se ha encontrado mayor resistencia a la sequía de las procedencias norte de cada especie estudiada, como es esperable por adaptación local. Estas procedencias norte son las más amenazadas por cambio de uso de suelo y cambio climático, por lo cual se recomienda preservar el material genético y restaurar con estas procedencias moviéndolas hacia el sur mediante ensayos de migración asistida, sin olvidar que cada especie pudiera presentar características particulares de adaptación a condiciones de mayor temperatura y menor precipitación (Bustos-Salazar et al., 2017).

Otros ecosistemas terrestres

Bosques endémicos de las islas Robinson Crusoe y Santa Clara. El archipiélago de Juan Fernández ha sido considerado prioridad entre 1 y 19 de conservación a nivel mundial, a partir del grupo taxonómico o nivel de amenaza que se analice (Smith-Ramírez et al., 2017; Vargas et al., 2013). También en las mismas categorías debieran estar las prioridades a restaurar. Se espera que en 60 años gran parte de los bosques compuestos de especies endémicas de plantas y animales de la isla Robinson Crusoe hayan sido eliminados por las especies de plantas invasoras.

Las principales especies invasoras son tres leñosas, *Rubus ulmifolius*, *Ugni molinae* y *Aristotelia chilensis*. Desde 1990 se han hecho esfuerzos por remover cerca del único poblado a las *Rubus* y *Aristotelia*, lo que ha generado poco más de 60 pequeñas áreas de remoción en el sector Plazoleta El Yunque. Estás pequeñas áreas

conforman claros que son reinvadidos por las mismas y otras especies de hierbas invasoras, las que nuevamente son removidas, lo que da espacio y tiempo para que se establezca la vegetación endémica. Vargas et al. (2013) han encontrado que la autorregeneración después de controlar las especies invasoras con químicos ha sido exitosa pero lenta. Una medida adecuada es ayudar en paralelo al sistema a recuperarse mediante plantación de especies nativas. Por otro lado, Castillo y Smith-Ramírez (2018) destacan que, en situaciones tan críticas de conservación, debiera ser prioridad la protección y recuperación del suelo, dado que la remoción de plantas invasoras en Plazoleta El Yunque aumenta a niveles críticos la tasa anual de erosión. Por otro lado, Vargas et al. (2019) discuten la efectividad de un hongo que ataca a *Rubus* como controlador biológico del avance de esta especie.

En 2003 fueron erradicados los conejos de la isla Santa Clara. Con posterioridad, se han hecho monitoreos, no todavía publicados, pero que en definitiva muestran la recuperación espontánea de una especie en categoría «en peligro», *Dendroseris litoralis*, y otras seis especies endémicas y amenazadas.

Bosque maulino. Existen varios ensayos hechos por grupos de trabajo para recuperar especies típicas del bosque maulino, que es uno de los ecosistemas de bosques más amenazados del país (Smith-Ramírez et al., 2019a). Sin embargo, pocos de estos ensayos han generado reportes disponibles. Uno de los pocos casos en que se han reportado los resultados son los ensayos de plantación de hualo (Nothofagus glauca), peumo (Cryptocarya alba), quillay (Quillaja saponaria), litre (Lithrea caustica), colliguay (Colliguaya odorífera) y quilo (Muelenbeckia hastulata) en la costa del Maule. La presencia de una cubierta protectora o nodriza en hualo ha sido fundamental para asegurar su sobrevivencia. El peumo tuvo una magra sobrevivencia, aunque dependiente del sitio. En cambio, las otras especies tuvieron en general una alta sobrevivencia, aunque en algunos tratamientos se les aplicó riego para asegurar el éxito (Donoso et al., inédito). La restauración del dosel del bosque maulino tiene un cobeneficio importante, ya que previene la invasión por Pinus radiata (Gómez et al., 2019). A nivel de especie, el principal esfuerzo se centra en la recuperación del ruil (Nothofagus alessandrii), especie endémica y con estatus de conservación de en peligro (Conaf, 2009).

Bosques de araucaria. Ha habido varias acciones de restauración en estos bosques, tanto en los cerros costeros (ensayos de plantación) como en la precordillera andina (sobre todo monitoreo de autorregeneración postincendio). Tanto Araucaria araucana como otras especies se han establecido después de los incendios, tanto de rebrote como de semilla, pero no así la especie acompañante, lenga (Nothofagus pumilio). El coihue (N. dombeyi) también es una especie que tiene dificultad de establecerse postincendio en los bosques de araucaria (González et al., 2014; Vargas et al., 2017). En el caso de N. antarctica, se recupera inmediatamente después de fuego a partir de rebrote (Vargas et al., 2017). Para el caso de las plantaciones de araucaria, se recomienda recuperar estos bosques a través de una combinación mixta de plantación y autorregeneración (Vargas et al., 2017).

Bosque valdiviano. El más temprano registro de la alta capacidad de recuperación de esta formación lo muestra una experiencia de cercado de una pradera próximo a la ciudad de Los Lagos, provincia de Valdivia (Smith-Ramírez et al., 2015), donde sin haber remanentes de vegetación inmediatamente cercana se recuperó la vegetación nativa en composición similar a un área próxima. Esta recuperación al parecer fue producto de la lluvia de semillas generada por el transporte de semillas por aves que es probable se perchaban en el cercado, y eran atraídas por la zarzamora que en sus primeras etapas cubrió el lugar.

Existen varias experiencias de plantación de vegetación valdiviana o siempreverde, como en la isla del Rey, en Valdivia, la cual fue un trabajo comunitario que consistió primero en eliminar la especies invasora *Ulex europeus* y luego plantar especies nativas. Esta experiencia ya tiene 23 años de desarrollo mostrando recuperación de la biodiversidad de vertebrados (Muñoz-Pedreros *et al.*, inédito). Otras experiencias incluyen la plantación de especies nativas en las serranías costeras al sur de Valdivia, la cual ha tenido relativo éxito (Donoso, González y Lara, 2014), mientras que han sido bien documentadas la plantación de alerce (*Fitzroya cuppresoides*) en las cercanías de Puerto Montt (Lara *et al.*, 2014), y de ciprés de las Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum*) en el Parque Privado Tantauco Chiloé (Bannister, 2015). Además de estas experiencias, existen muchas otras cuyos resultados no han sido monitoreados o, si lo han sido, no se han publicado.

Bosques pantanosos. Esta formación en el centro-sur de Chile corresponde a comunidades azonales de plantas y organismos asociados que se ubican en pequeños fragmentos en la ribera o incluso dentro de los ríos, o en depresiones del terreno y áreas de suelo estacional o permanente anegados.

Estas formaciones han sido devastadas principalmente por el cambio de uso de suelo a agricultura y relleno de los pantanos para construcción de desarrollos urbanos, que ha sido de gran escala, pero no se tienen cifras oficiales de la cantidad de superficie perdida. Solo hay una experiencia de plantación de cuatro de las especies típicas de bosque pantanoso: el canelo (*Drimys winteri* var. *chilensis*), arrayán (*Luma apiculata*), pitra (*Myrceugenia exsucca*) y temu (*Blepharoclayx cruschanksii*). Las plántulas de alrededor de 30 cm fueron planta-

MESA **BIODIVERSIDAD**

das en marzo, que es una época inusual de plantación, pero en este caso solo es posible hacer esta actividad en suelos anegados cuando la napa freática está baja, lo que ocurre en otoño. Las plántulas estuvieron hasta seis meses por completo cubiertas por el agua y, aun así, entre 20% a 50% de ellas sobrevivieron (Smith-Ramírez et al., 2019b). Las mirtáceas de pantano, a diferencia del canelo, presentan raíces adventicias que les permiten sobrevivir en anoxia tiempos prolongados, y sus semillas pueden resistir el anegamiento. A pesar de estas extraordinarias cualidades no suelen presentar regeneración en los bosques pantanosos, por lo que es necesario que se planten para recuperarlos.

Bosques patagónicos. Las experiencias de restauración en la Patagonia se restringen casi exclusivamente a la región de Magallanes, en específico en Parque Nacional Torres del Paine, isla Riesco y en Karukinka (Tierra del Fuego). El interés de plantar en Torres del Paine nació después de los incendios masivos ocurridos en el año 2005 (12.500 ha quemadas) y en 2011-2012 (17.666 ha quemadas).

Los resultados de las experiencias de plantación de lenga en isla Riesco no han sido publicados. En el caso de Torres del Paine, 81.645 individuos de lenga fueron plantados en 290 ha (Patricio Salinas, Conaf, comunicación personal). Estas plantaciones se hicieron entre el año 2004 y 2018, mientras que en 2019 se plantaron cerca de 115.000 individuos más. La lenga es una especie arbórea que solo se reproduce por semillas, pero después de los incendios casi no quedaron árboles semilleros de esta especie. La Conaf ha estado a cargo de gran parte de la recuperación y monitoreo de sobrevivencia de esta especie. Si bien faltan monitoreos de la sobrevivencia de estos individuos, se sospecha que los plantados los primeros años no sobrevivieron a los nuevos incendios. De los 91.000 individuos que fueron plantados el año 2013, una muestra monitoreada en 2014 reveló una alta sobrevivencia, variando entre 98% en lago Grey, 88% en sector Explora y 61% en Laguna Azul (Vidal, Bauk y Kusanovic, 2014). El macrositio y la edad del incendio influyeron en forma significativa en los resultados de sobrevivencia, y los sitios más húmedos y recientemente incendiados en el sector del Grey tuvieron las mejores tasas. La forma de la plantación también tuvo un efecto significativo en la sobrevivencia, es decir, aquellos núcleos irregulares donde se plantó a alta densidad tuvieron prendimientos mucho mejores (69%) que en aquellas plantaciones de hilera con árboles distanciados 50 cm entre sí (52% de sobrevivencia). El uso de la herramienta de plantación también tuvo un efecto significativo en la sobrevivencia inicial, en la que la barra plantadora fue menos eficiente (50% de sobrevivencia) que la pala plantadora (69% de sobrevivencia) (Vidal, Bauk y Kusanovic, 2014). El tipo de micrositio dejado por la casilla de plantación pudo haber contribuido de manera importante a mejorar las condiciones (por ejemplo, aireación e infiltración del suelo) (Vidal, Bauk y Kusanovic, 2014). En el caso de Karukinka, se están haciendo acciones de restauración de la biodiversidad y procesos ecosistémicos después de la apertura del bosque para construcción de caminos (Repetto-Giavelli y Saavedra, inédito).

Evidencia de restauración en ambientes marinos

Como ya se indicó, los avances en restauración de áreas marinas son, en el mejor de los casos, incipientes, y se limitan más que nada a las acciones de repoblamiento. De los escasos estudios que refieren a restauración o recuperación de especies y servicios ecosistémicos, la mayoría identifica problemas de conservación y formula propuestas sobre cómo abordarlos. Por ejemplo, Castilla (1996a) documenta la fuerte dominancia de una especie de alga clorófita (Ulva compressa) en costas intermareales rocosas de la zona norte con altos niveles de contaminación por relaves de cobre, a partir de lo cual considera el cese del impacto como una situación de restauración al producir un aumento en la diversidad local (es decir, una recuperación del sistema). Vásquez et al. (2014) usan múltiples criterios para identificar los valores y servicios de los ecosistemas de bosques de algas pardas intermareales y submareales (Lessonia spp. y Macrocystis pyrifera), en la actualidad deprimidos por sobreexplotación, proponiéndolos como elementos clave para propiciar su restauración. Es pertinente indicar que, además de su importancia económica directa, los bosques de algas pardas juegan un papel ecológico clave en los ambientes marinos en términos estructurales y funcionales, junto con albergar una alta diversidad de organismos que se asocian a sus estructuras de fijación y soporte.

Por otro lado, desde una perspectiva socioambiental, Araos y Ther (2017) proponen un enfoque de desarrollo inclusivo de las políticas y prácticas de conservación, que considera diversos aspectos (por ejemplo, gobernanza, emprendimiento, sustentabilidad) en un marco de alta relevancia para las acciones de restauración. Aguilera (2018) se aproxima más al problema al analizar las diferencias ecológicas entre ensambles naturales de ambientes litorales y aquellos desarrollados en estructuras artificiales (por ejemplo, rompeolas), para luego discutir opciones de planeamiento costero basadas en la rehabilitación de hábitats y en la ingeniería ecosistémica.

Destacan otros estudios más específicos que se enfocan en forma directa y explícita en el desarrollo de técnicas para la restauración ecológica de comunidades litorales dominadas por algas pardas. Correa et al. (2006) desarrollan y prueban de manera experimental un dispositivo de anclaje que permite la reinstalación en el substrato de algas pardas intermareales (Lessonia berteroana), con el fin de recuperar sus poblaciones en ambientes degradados por relaves de cobre en la zona norte, o luego de procesos de mortalidad o extinción local causados por eventos de El Niño. Este trabajo destaca en particular porque su foco principal no es la recuperación de biomasa con valor económico, sino de rasgos estructurales y funcionales de alta importancia ecológica en la comunidad. Por su parte, Westermeier et al. (2016) desarrollan métodos experimentales de propagación vegetativa de algas pardas intermareales y submareales sujetos a sobreexplotación en la zona norte (Macrocystis pyrifera y Lessonia berteroana), y discuten sus implicancias para la restauración del ecosistema a través de la reforestación de los bosques.

Existen diversos trabajos que aluden a la restauración de poblaciones o ecosistemas que en la práctica se enfocan en su recuperación natural en un contexto de conservación, considerando, por ejemplo, la reducción o eliminación de estresores o factores antropogénicos negativos, a menudo con la expectativa de recuperar una cualidad original o anterior. Sin embargo, rara vez se considera otro tipo de intervenciones —como que puedan implicar incluso la introducción de elementos que no formaban parte del sistema—, lo que evidencia vacíos importantes para el desarrollo de la restauración ecológica en los sistemas marinos. Caso interesante de analizar desde la perspectiva de la recuperación de poblaciones es el aumento en abundancia de algunas especies altamente explotadas, sobre las que se hicieron planes de recuperación prohibiendo su extracción, como ocurre con los lobos marinos antárticos (*Arctocephallus gazella*) (Hucke-Gaete et al., 2004).

Entre los vacíos de información se encuentra la necesidad de hacer monitoreo de la recuperación de fiordos o áreas de acuicultura que están sin uso hace varios años, además de los montes submarinos del archipiélago de Juan Fernández, que fueron intensamente explotados para pesca de arrastre en la década del 2000 hasta la década de 2010.

Evidencia de restauración de ecosistemas de aguas continentales

La restauración de ecosistemas de aguas continentales o dulceacuícolas implica la restauración de ríos, arroyos, lagos, lagunas y humedales, y en todos estos casos a su vez implica el proceso de manejar los cuerpos de agua con el propósito de reinstalar procesos naturales y biodiversidad, lo que provee beneficios para las personas y la naturaleza en general (por ejemplo, Woolsey et al., 2007). Si bien esta definición se refiere a los cuerpos de agua, debe entenderse que también incluye la restauración de la vegetación circundante. En Chile esta problemática está principalmente instalada desde la sociedad y menos desde la academia, a diferencia de la restauración en ambientes terrestres. Lo anterior es notable debido al extremo estado de degradación de los cuerpos lóticos y la biodiversidad que albergan. Varios países de Europa cuentan con planes nacionales de restauración de sus cuerpos de agua, pero Chile está lejos de alcanzar este objetivo. Pese al interés de la ciudadanía, la principal motivación de las comunidades entrevistadas para restaurar en Chile Central es conservar y recuperar el acceso al agua (Castillo, Smith-Ramírez y Claramunt, inédito).

A pesar de esto, hay importantes avances a nivel nacional sobre la importancia de la vegetación ribereña para mantener o aumentar la escorrentía y contener el flujo de nutrientes hacia el agua (por ejemplo, Cuevas et al., 2018; Little, 2015), y limitar los contaminantes en el agua producto de la actividad agrícola y forestal (Alfaro y Salazar, 2005; Little et al., 2008), sobre la diversidad de invertebrados y fitoplancton en los cursos de agua (Fierro et al., 2017), y sobre las consecuencias de la pérdida de cobertura vegetal en cuencas que proveen agua a comunidades urbanas y rurales (Alaniz y Smith-Ramírez, 2019a; León-Muñoz et al., 2017). Los avances en propuestas de recuperación y otras aproximaciones han sido reportados para los siguientes humedales de norte a sur: humedal El Culebrón en la región de Coquimbo (Rivera, Quiroz y Arancibia Fortes, 2009), Batuco en la Región Metropolitana (Fox, 2011), humedales costeros de Chile Central (Guzmán, 2011), humedal Los Batros en Concepción (Rojas et al. 2017), los humedales río Cruces y Angachilla en Valdivia (Aizman, 2007; Skewes, Rehbein y Mancilla, 2012), y el humedal del río Maullín (Pfeifer et al., 2006). La mayoría de las acciones de recuperación no han sido monitoreadas por tiempo suficiente, aunque es posible acceder a la información a través de internet para el caso de los humedales recuperados en La Ligua, Zapallar, Cartagena, Batuco, Boca del Maule, Llanquihue, humedal artificial Catruman (Ancud), y probablemente otros.

Respecto de la descontaminación de las aguas de ríos, son numerosos los planes que existen en el país y los llamados desde la ciudadanía a cuidar los cuerpos de agua. En paralelo, también son numerosas las denuncias de contaminación principalmente por empresas y el desvío de las aguas para prácticas agrícolas. Im-

portantes cuerpos de agua han desaparecido sobre todo por el uso del agua en actividades agrícolas debido a un enjambre de impactos como sequía, sedimentación y de origen antrópico, como es el caso de la laguna de Aculeo y la ciénaga El Name, entre otros (por ejemplo, Alaniz et al., 2019; Ramírez et al., 2016).

GOBERNANZA Y RESTAURACIÓN

La capacidad adaptativa se puede definir como la capacidad de un sistema de adaptarse a nuevas condiciones y demandas internas y externas. Esto redunda en una gobernanza capaz de transformarse frente a las nuevas condiciones ambientales producidas por el cambio climático, así como las demandas sociales (Carpenter y Brock, 2008). Los incendios forestales, intencionados o no, demuestran la vulnerabilidad que tiene el paisaje frente al cambio climático, la falta de planificación espacial y el fuerte rechazo que existe hacia las plantaciones forestales por algunos sectores de la sociedad chilena (Carmona et al., 2012; Gerber, 2011; McWethy et al., 2018). Sin embargo, similares patrones de conflictividad se han visto en todo el mundo (Gerber, 2011) y sus consecuencias no son limitadas por la existencia de barreras administrativas, por lo que tanto el cuidado como la restauración del paisaje debe ser pensada de manera sistémica, con una mirada socioecológica.

Las iniciativas estatales de restauración surgieron de manera reactiva frente a los incendios de 2017, donde se quemó cerca de medio millón de hectáreas de bosques y plantaciones, y en menor medida terrenos agrícolas, lo que incluyó especies de alto valor de conservación. La mesa de restauración que se conformó tras el incendio no tiene un carácter de permanente ni por su funcionamiento ni en su financiamiento, por lo que los acuerdos para la restauración de la vegetación nativa no han sido fruto de un compromiso político claro.

Luego del megaincendio de 2017, Corfo presentó un plan de US\$ 13 millones para reactivar la economía del área afectada por el incendio forestal. Este plan incluía siembra directa y restauración, pero la restauración ecológica recibiría el 31% de los fondos, mientras que el resto del dinero sería usado para limpiar, sacar las cortezas quemadas, venderlas y plantar las mismas especies que fueron quemadas en el gran incendio forestal. En este caso, la plantación no se haría a través de DL 701, sino como contratación directa a través de la Conaf. El objetivo fue replantar 40.000 ha de plantaciones forestales en tres años por licitaciones directas (Manuschevich, 2018). Sin embargo, al final el dinero para restauración no fue liberado por el Gobierno, por lo que solo se financió la recuperación de las viviendas e instalaciones quemadas, campos agrícolas y plantaciones. Un caso similar de publicidad de recuperación de bosques nativos pasó el año 2015 con el incendio de Torres del Paine, en que el anuncio del Gobierno de financiar restauración no se concretó.

Existe solo un incentivo claro en la legislación chilena que se enfoca en actividades de restauración. El incentivo se asocia a la promoción de la recuperación del bosque nativo a través de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Funciona como un fondo concursable en el cual los pequeños propietarios pueden participar presentando un Plan de Manejo. En general, Smith-Ramírez, Castillo y Armesto (2019) mencionan que si bien a los pequeños propietarios de Chile Central les interesa la restauración —con o sin incentivo del Estado—, no están dispuestos a «sacrificar» sus pequeñas superficies de uso intensivo para plantar especies nativas a las cuales no les ven un uso claro, por lo que prefieren plantar frutales u hortalizas. Por otra parte, este incentivo paga solo un pequeño porcentaje de los costos de plantar especies nativas y se entrega después de finalizada la plantación cuando se ha probado que ha habido prendimiento.

Todas estas restricciones han hecho poco viable el uso de este incentivo, lo que ha llevado a que existan intenciones desde el Estado de modificar el monto a bonificar. Sin embargo, cuando se plantea la posibilidad de plantar especies nativas con varios propósitos como el avellano chileno (*Gevuina avellana*), los pequeños propietarios sí están interesados, ya que puede generar un ingreso importante de hasta \$1.400.000 dependiendo del precio del fruto y la cantidad de miembros económicamente activos en la familia (Manuschevich, inédito). La evidencia anterior señala que es fundamental considerar el funcionamiento de las economías campesinas al momento de generar políticas públicas de restauración.

En cuanto a la gobernanza de los humedales, existe una ley para la protección de los humedales urbanos, la cual fue aprobada por la Cámara de Diputados a principios del 2019. Es de esperar que la creciente consciencia sobre la importancia de los cuerpos de agua lleve a aumentar la protección y también su recuperación.



Recomendaciones

El análisis de la información presentada y revisada en este informe nos permite sugerir una serie de medidas que ayudarán a acortar las brechas detectadas y promover un sistema de áreas protegidas resiliente y sustentable, así como acciones de restauración de nuestros ecosistemas, históricamente afectados por diversos procesos de cambio y degradación producto de una gestión que ha sido incapaz de reconocer nuestra dependencia económica, social y espiritual a ellos. En general, las acciones aquí señaladas no solo permitirán contribuir a una gobernanza eficiente y efectiva, sino también a crear un stewardship de los socioecosistemas del país.

ÁREAS PROTEGIDAS

- 1. Se debe analizar cómo el sistema de áreas protegidas puede expandirse a aquellas áreas del territorio terrestre y marino que no cuentan con protección adecuada o que sean importantes para proveer conectividad a la red de áreas protegidas. En la zona terrestre tenemos, por ejemplo, a los ecosistemas mediterráneos, cordillera de la Costa, zonas y humedales costeros, y sistemas dulceacuícolas en general. A su vez, en el mar es importante mejorar la protección de las zonas costeras dentro de las primeras 30 millas náuticas y evaluar los tipos de usos, ya que los casos existentes no han significado cambios en normativas en el ambiente marino (por ejemplo, Parque Nacional Bernardo O'Higgins).
- 2. Se debe analizar cómo el sistema de áreas protegidas puede mejorar su funcionamiento y resiliencia ante los impactos del cambio climático y otros cambios globales, ya sea en su interior o en la matriz circundante. En particular, se recomienda con fuerza que los planes de manejo incluyan acciones específicas en este ámbito y que incorporen en su análisis las áreas aledañas.
- 3. Se deben desarrollar acciones que permitan conectar las áreas protegidas terrestres con las marinas, en el contexto de que gran parte de los impactos sobre las áreas protegidas marinas costeras tienen su origen tierra adentro.
- 4. Se debe desarrollar una política de largo plazo que contenga mecanismos y procedimientos explícitos para la creación, planificación y gestión de áreas protegidas marinas y terrestres, que establezca plazos para su entrada en funcionamiento, lo mismo que un presupuesto y compromisos de gestión y administración.
- 5. Se debe completar la reforma a la institucionalidad ambiental, con prioridad al proyecto de ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y asigna los recursos necesarios para su funcionamiento. Esto permitirá unificar y simplificar la gestión de las áreas protegidas y sobre todo de las marinas, y acortar las brechas en gestión y financiamiento.
- 6. Se debe fomentar la elaboración de planes de manejo y financieros para todas las áreas protegidas. Estos planes debieran hacer explícito el funcionamiento básico y óptimo para cada área protegida en su entorno particular.
- 7. Se debe incluir dentro de los planes de manejo de cada área protegida acciones estratégicas que permitan la participación de los gobiernos regionales, de otras autoridades y de las comunidades locales, incorporándolos en la gestión y gobernanza de las áreas protegidas para que conozcan los beneficios que les proveen en términos de servicios ecosistémicos, con el objetivo explícito de promover sustentabilidad y equidad en el acceso a los mismos.

- 8. Se deben desarrollar convenios con universidades y centros de investigación que permitan catastrar y cuantificar los servicios ecosistémicos dentro de cada área protegida, además de su contribución a la mitigación y adaptación al cambio climático. Se considera clave establecer para cada área protegida sistemas de monitoreo de la biodiversidad, y de variables físicas y químicas del ambiente.
- 9. Se debe promover la protección de ecosistemas costeros, oceánicos y terrestres como medida de mitigación y adaptación al cambio climático en los compromisos nacionales del país o NDC.
- 10. Se debe establecer, por medio de convenios con universidades o centros técnicos, una carrera o diplomado en Administración y Gestión de Áreas Protegidas, la cual permita formar a los tomadores de decisiones, administradores y guardaparques del sistema de áreas protegidas.
- 11. Se deben identificar posibles áreas de protección con características de refugios para la biodiversidad marina, valorando la función ecosistémica de las marismas, humedales costeros, bosques de macroalgas (carbón azul) y vertebrados marinos (carbón de peces), y su rol como sumideros de carbono del océano.

RESTAURACIÓN

- 1. Se debe promover la instauración de una iniciativa nacional tendiente a la gestión integrada y restauración de ecosistemas. Es urgente promover la creación y consolidación del Plan Nacional de Restauración como política de Estado que incluya ambientes terrestres y marinos, y asegurarse de que cuente con un financiamiento adecuado y permanente, con la participación de los investigadores en el área y con el apoyo de los ministerios con competencias ambientales y científicas.
- 2. Potenciar la restauración de ecosistemas dulceacuícolas y humedales. Estos ecosistemas son de gran valor no solo por ser fundamentales en la provisión de agua, sino que además son importantes sumideros de carbono y juegan un rol clave en la adaptación de las especies ante el cambio climático. En la actualidad, estos ecosistemas son amenazados por una diversidad de presiones antrópicas tanto directas (por ejemplo, desarrollos inmobiliarios) como indirectas (por ejemplo, contaminación, incremento en la recurrencia de grandes marejadas), por lo que se requieren acciones urgentes.
- 3. Se debe potenciar la restauración ecológica de las formaciones vegetales nativas y organismos asociados. Las iniciativas de restauración de vegetación nativa son aún escasas y están sujetas a una serie de cuellos de botella asociados a aspectos prácticos como viverización, disponibilidad de semillas y plántulas, falta de conocimiento científico básico de la autoecología de las especies, relaciones planta-suelo, y el funcionamiento de los ecosistemas. Esta materia requiere de mayor presencia en los currículos universitarios.
- 4. Se debe impulsar la restauración de formaciones vegetacionales en peligro y peligro crítico, y de especies amenazadas que, sin ser parte de estas formaciones, podrían extinguirse en las próximas décadas.
- 5. Se debe potenciar la investigación en restauración de servicios ecosistémicos terrestres y marinos. Para reducir estas brechas, se sugiere que el área de restauración ecosistémica sea declarada de alta prioridad en el contexto de concursos o programas de investigación u otros, que apuntan a áreas prioritarias para el país. Por otro lado, es importante que estas iniciativas contemplen investigaciones aplicadas que brinden apoyo productivo a economías campesinas o de pesca artesanal, lo que permitiría generar empleos y retención en zonas rurales de Chile.
- 6. Considerar la actualización de la NDC sobre la base de la evidencia científica disponible: i) fortalecer la institucionalidad de las áreas protegidas en ecosistemas marinos y terrestres, fomentar la generación e implementación efectiva de planes de manejo y consignar los recursos necesarios para su adecuado financiamiento; ii) incrementar la cobertura de las áreas protegidas en ecosistemas terrestres y marinos priorizando los ecosistemas poco representados y considerando en forma explícita el cambio climático; iii) fortalecer la restauración de los ecosistemas nativos, más allá de los bosques, incluyendo humedales, matorrales, praderas y ecosistemas marinos, con una mirada amplia que se refleje en un compromiso país, que fomente el flujo de recursos para desarrollar actividades científicas, técnicas, de innovación y gobernanza en el ámbito de las NDC de Chile.

- Abelson, A., B. S. Halpern, D. C. Reed et al. (2016), «Upgrading marine ecosystem restoration using ecological-social concepts». BioScience 66: 156-163.
- Adams, V. M., M. Barnes y R. L. Pressey (2019). «Shortfalls in conservation evidence: moving from ecological effects of interventions to policy evaluation». One Earth 1(1): 62-75.
- Adams, V. M., G. D. Iacona y H. P. Possingham (2019). «Weighing the benefits of expanding protected areas versus managing existing ones». Nature Sustainability 2(5): 404-411.
- Agrawal, A. y C. Gibson (2001). «The role of community in natural resource conservation». En Agrawal, A. y C. Gibson (editores), Communities and the Environment: Ethnicity, Gender and the State in Community-Based Conservation (pp. 1-31). Nueva Jersey: Rutgers University Press.
- Aguilera, M. A. (2018). «Artificial defences in coastal marine ecosystems in Chile: Opportunities for spatial planning to mitigate habitat loss and alteration of the marine community structure». Ecological Engineering 120: 601-610.
- Aguilera, M. A., J. A. Aburto, L. Bravo, B. R. Broitman, R. A. García, C. F. Gaymer, S. Gelcich, B. A. López, V. Montecino, A. Pauchard, M. Ramos, J. A. Rutllant, C. A. Sáez, N. Valdivia y M. Thiel (2019). «Chile: Environmental Status and Future Perspectives». En C. Sheppard C (editor), World Seas: An Environmental Evaluation (pp. 673-702). Londres: Academic Press.
- Aizman, F. (2007). «Propuesta de Ordenación Predial y Restauración Ecológica del Fundo Cau-Cau, Comuna de Valdivia». Tesis para optar al grado de Ingeniero Forestal Universidad Austral de Chile Valdivia.
- Alaniz, A. J., M. A. Carvajal, I. Núnez-Hidalgo y P. M. Vergara (2019). «Chronicle of an environmental disaster: Aculeo Lake, the collapse of the largest natural freshwater ecosystem in central Chile». Environmental Conservation 46(3): 201-204.
- Alaniz, A. J., M. Galleguillos, y J. F. Pérez-Quezada (2016). «Assessment of quality of input data used

- to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot». Biological Conservation 204: 378-385.
- Alaniz, A. y C. Smith-Ramírez (2019). «Cobertura de vegetación ribereña a lo largo de los cursos de agua de Chile centro-sur». Informe y manuscrito en elaboración. API-Universidad de Los Lagos, Osorno.
- Alarcón, D. y L. A. Cavieres (2015). «In the Right Place at the Right Time: Habitat Representation in Protected Areas of South American Nothofagus-Dominated Plants after a Dispersal Constrained Climate Change Scenario». PLoS One 10: e0119952.
- Alfaro, M. y F. Salazar (2005). «Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile». Agricultura Técnica 65(3): 330-340.
- Altamirano, A., A. Miranda, P. Meli, J. Dehennin, B. Muys, M. Prado, G. Catalán, C. Smith-Ramírez, M. Bustamante-Sánchez, F. Lison y J. M. Rey-Benayas (2019). «Spatial congruence among indicators of recovery completeness in a Mediterranean forest landscape: Implications for planning large-scale restoration». Ecological Indicators 102: 752-759.
- Araos, F. y F. Ther (2017). «How to adopt an inclusive development perspective for marine conservation: Preliminary insights from Chile». Current Opinion in Environmental Sustainability 24: 68-72.
- Araújo, M. B., M. Cabeza, W. Thuiller, L. Hannah y P. H. Williams (2004). «Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve selection methods». Global change biology 10(9): 1.618-1.626.
- Armesto L.I. D. Manuschevich A. Mora C. Smith-Ramirez, R. Rozzi, A. M. Abarzúa y P. A. Marquet (2010). «From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years». Land Use Policy 27: 148-160.
- Armesto, J. J. y S. T. Pickett (1985). «A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral». Revista Chilena de Historia Natural 58: 9-17.

- Armesto, J. J., R. Rozzi, C. Smith-Ramirez y M. T. Arroyo (1998). «Conservation targets in South American temperate forests». Science 282: 1.271-1.272.
- Arriagada, R. A., C. M. Echeverria y D. E. Moya (2016). «Creating protected areas on public lands: is there room for additional conservation?». PloS One 11(2): e0148094.
- Arroyo, M. T. K. y L. Cavieres (1997). «The Mediterranean type climate flora of central Chile. What do we know and how can we assure its protection?». Noticiero de Biología 5: 48-56.
- Arroyo, M. T. K., O. Matthei, M. Muñoz-Schick, J. J. Armesto, P. Pliscoff, F. Pérez y C. Marticorena (2005). «Flora de cuatro Reservas Nacionales en la Cordillera de la Costa de la VII Región (35º-36º S), Chile, y su papel en la protección de la biodiversidad regional». En Historia, Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile (pp. 245-252). Santiago: Universitaria.
- Aylwin, J. y X. Cuadra (2011). Los desafíos de la conservación en los territorios indígenas en Chile. Santiago: IDRC-CRDI.
- Baillie, J. e Y. P. Zhang (2018). «Space for nature». Science 361(6.407): 1.051.
- Balmford, A., J. M. Green, M. Anderson et al. (2015). «Walk on the wild side: estimating the global magnitude of visits to protected areas». PLoS Biology 13(2): e1002074.
- Bambach, N., F. J. Meza, H. Gilabert y M. Miranda (2013). «Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem». Regional Environmental Change 13(6): 1.245-1.257.
- Ban, N. C. et al. (2014). «Systematic conservation planning: A better recipe for managing the High Seas for biodiversity conservation and sustainable use». Conservation Letters 7(1): 41-54. doi: 10.1111/ conl.12010.

- Bannister, J. (2015). «Recuperar bosques no es solo plantar árboles: Lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de Pilgerodendron Uviferum (D. Don) Florin en Chiloé». Anales del Instituto de la Patagonia 43: 35-51.
- Bannister, J., R. Vargas, J. F. Ovalle, M. Acevedo, A. Fuentes-Ramírez, P. Donoso, A. Promis y C. Smith-Ramírez (2018). «Major bottlenecks for restoration of natural forests in southern Chile». Restoration Ecology 26: 1.039-1.044.
- Barnes, M. (2015). «Protect biodiversity, not just area». Nature 52: 195-195.
- Bayraktarov, E., M. I. Saunders, S. Abdullah et al. (2016). «The cost and feasibility of marine coastal restoration». Ecological Applications 26(4): 1.055-1.074.
- Becerra, P., V. González, C. Smith-Ramírez y J. Armesto (2011). «Spatio-temporal variation in the effect of the herbaceous layer on seedling survival of woody species in a semiarid ecosystem». Journal of Vegetation Science 22: 847-855.
- Becerra P., C. Smith-Ramírez y E. Arellano (2018). Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile Central. Santiago: Conaf.
- Benayas, J. M. R., A. C. Newton, A. Diaz y J. M. Bullock (2009). «Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis». Science 325(5.944): 1.121-1.124.
- Bennett, M., P. A. Marquet, C. Sillero-Zubiri y J. Marino (2017). «Shifts in habitat suitability and the conservation status of the Endangered Andean cat Leopardus jacobita under climate change scenarios». Oryx 53(2): 356-367.
- Berkes, F., J. Colding y C. Folke (editores). (2008). Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change. Cambridge: Cambridge University Press.
- Berkes, F. y C. Folke (editores) (1998). Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge: Cambridge University Press.

- Bernard, E., L. A. Penna y E. Araújo (2014). «Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil». Conservation Biology 28(4): 939-950.
- Birch, J. C., A. C. Newton, C. A. Aquino et al. (2010). «Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services». Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107: 21.925-21.930.
- Boersma, D., J. C. Ogden, G. Branch, R. Bustamante, C. Campagna, G. Harris y E. K. Pikitch (2004). «Lines on the water: ocean-use planning in large marine ecosystems». En L. Glover y S. Earle (editores), Defying Ocean's End: An Agenda for Action (pp. 125-138). Washington D. C.: Island Press.
- Bowman D M A Moreira-Muñoz C A Kolden R O. Chávez, A. A. Muñoz, F. Salinas y N. Borchers (2019). «Human-environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires». Ambio 48(4): 350-362.
- Bradshaw, G. A. y M. Bekoff (2001). «Ecology and social responsibility: The re-embodiment of science». Trends in Ecology & Evolution 16(8): 460-465.
- Bradshaw, G. A. y J. G. Borchers (2000). «Uncertainty as information: Narrowing the science-policy gap». Conservation ecology 4(1): 7. doi: 10.5751/ES-00174-040107.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison y A. Balmford (2004). «Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries». BioScience 54(12): 1.119-1.126.
- Burke, L. M., K. Reytar, M. Spalding y A. Perry (2012). Reefs at Risk Revisited in the Coral Triangle. Washington D. C.: World Resources Institute
- Bustamante, R. O. y C. Castor (1998). «The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (Nothofagus alessandrii) forest in central Chile». Biodiversity & Conservation 7(12): 1.607-1.626.

- Bustamante M., S. Lobos y C. Smith-Ramírez (2016). «Encuestas a encargados de proyectos de plantación de especies nativas en las regiones de Valparaíso, Metropolitana y L. B. O'Higgins». Informe proyecto Fondef CA13l1027. Santiago.
- Bustos Salazar, A., C. Smith Ramírez, A. Zúñiga Feest, F. Alves y R. Ivanovich (2017). «Which seed origin provides better tolerance to flooding and drought when restoring to face climate change?». Austral Ecology 42(8): 934-946.
- Cáceres, B., A. Kusch y A. R. Vila (2015). Manual de buenas prácticas para el turismo de intereses especiales en ecosistemas marinos y costeros australes. Punta Arenas: Wildlife Conservatión Society.
- Cárcamo, P. F. y C. F. Gaymer (2013). «Interactions between spatially explicit conservation and management measures: Implications for the governance of Marine Protected Areas». Environ. Manage 52: 1.355-1.368.
- Cárcamo, P. F., R. Garay-Flühmann y C. F. Gaymer (2013). «Opportunities and constraints of the institutional framework for the implementation of an ecosystem-based management: The case of the Chilean coast». Ocean and Coastal Management 84:
- CAPES, Centro de Ecología y Sustentabilidad Aplicada (2015). Estándares de gestión y fortalecimiento metodológico para la planificación del manejo, la gestión financiera, y el monitoreo y evaluación de las áreas protegidas. Santiago.
- Carmody, M., R. Guijón y B. Saavedra (2018) «Los estándares abiertos para la práctica de la conservación: Descripción y avances de su aplicación en Chile». En J. Pérez-Quezada y P. Rodrigo (editores), Metodologías aplicadas para la conservación de la biodiversidad en Chile (pp. 45-85). Santiago: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas.
- Carmona, A., M. E. González, L. Nahuelhual v J. Silva (2012). «Efectos espacio-temporales de los factores humanos en el peligro de incendio en Chile mediterráneo». Bosque (Valdivia) 33(3): 321-328.
- Carpenter, S. R. y W. A. Brock (2008). «Adaptive capacity and traps». Ecology and Society 13(2): 40.

- Carreja, B., M. Fernández y S. Agustí (2016). «Joint additive effects of temperature and UVB radiation on zoeae of the crab Taliepus dentatus». Marine Ecology Progress Series 550: 135-145.
- Castilla, J. C. (1996a). «Copper mine tailing disposal in northern Chile rocky shores: Enteromorpha compressa (Chlorophyta) as a sentinel species». Environmental Monitoring and Assessment 40(2): 171-184.
- -. (1996b). «La futura red chilena de parques y reservas marinas y los conceptos de conservación, preservación y manejo en la legislación nacional». Revista Chilena de Historia Natural 69(2): 253-270.
- Castillo, A. G., D. Alo, B. A. González y H. Samaniego (2018). «Change of niche in guanaco (Lama guanicoe): The effects of climate change on habitat suitability and lineage conservatism in Chile». PeerJ 6: e4907.
- Castillo, J. y C. Smith Ramírez (2018). «Impact of invasive plant control on soil loss: a case study on Robinson Crusoe Island». Restoration Ecology 26(6): 1.165-1.169.
- Castillo, J., C. Smith-Ramírez y V. Claramunt (s/f). «Differences in stakeholder perceptions about native forest: implications for developing a restoration program». Restoration Ecology (en revisión).
- Cavieres, L. A., M. T. K. Arroyo y P. Posadas et al. (2002). «Identification of priority areas for conservation in an arid zone: application of parsimony analysis of endemicity in the vascular flora of the Antofagasta region, northern Chile». Biodiversity & Conservation 11(7): 1.301-1.311.
- CBD, Convention on Biological Diversity (2010). «Strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi targets». En Report of the Tenth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity.
- Cerda, C. e I. Bidegain (2019). «Ecosystem services from a multi-stakeholder perspective: A case study of a biosphere reserve in central Chile». En L. E. Delgado y V. H. Marín (editores), Social-ecological Systems

- of Latin America: Complexities and Challenges (pp. 347-365). Cham: Springer. doi: 10.1007/978-3-030-28452-7_19.
- Chan, K. M., M. R. Shaw, D. R. Cameron, E. C. Underwood y G. C. Daily (2006). «Conservation planning for ecosystem services». PLoS Biology 4(11): e379.
- Chapin III, F. S., S. R. Carpenter, G. P. Kofinas et al. (2010). «Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet». Trends in Ecology & Evolution 25(4): 241-249.
- Chapin III, F. S., G. P. Kofinas y C. Folke (editores). (2009). Principles of ecosystem stewardship: Resilience-based natural resource management in a changing world. Cham: Springer Science & Business Media.
- Chapin III, F. S., M. E. Power, S. T. Pickett et al. (2011). «Earth Stewardship: science for action to sustain the human earth system». Ecosphere 2(8): 1-20.
- CMP, Conservation Measures partnership (2013). Open standards for the practice of conservation. Conservation Measures partnership.
- Cofré, H. y P. A Marquet (1999). «Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: An assessment». Biological Conservation 88(1): 53-68.
- Cohen-Shacham, E., G. Walters, C. Janzen y S. Maginnis (2016). Nature-based solutions to address global societal challenges. Gland: IUCN.
- Conaf, Corporación Nacional Forestal (2009). Plan de Conservación del Ruil. Santiago: Conaf.
- —. (2017). Manual para la planificación del manejo de las áreas protegidas del SNASPE. Santiago: Conaf.
- —. (2018). Plan de Gestión de Recursos Vegetacionales en Tierras Indígenas. Santiago: Conaf.
- Correa, J. A., N. A. Lagos, M. H. Medina et al. (2006). «Experimental transplants of the large kelp Lessonia nigrescens (Phaeophyceae) in high-energy wave exposed rocky intertidal habitats of northern Chile: Experimental, restoration and management applications». Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 335(1): 13-18.

- Costa, C. S. B., O. O. Iribarne y J. M. Fariña (2009). «Human impacts and threats to the conservation of South American salt marshes». En B. R. Silliman, T. Grosholz y M. D. Bertness (editores), Human impacts on salt marshes: a global perspective (pp. 337-359). Berkeley: University of California Press.
- Cruz, P., F. Cid, E. Rivas, E. Neira y J. Ladrón de Guevara (2012). Evaluación de la Ley N°20.283 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. Santiago: Subsecretaría de Agricultura.
- Cuevas, J. G., C. Little, D. Lobos, A. Lara, M. Pino y A. Acuña (2018). «Nutrient and sediment losses to streams after intervention of Eucalyptus plantations». Journal of Soil Science and Plant Nutrition 18(2): 576-596.
- Davidson, A. D., K. T. Shoemaker, B. Weinstein et al. (2017). «Geography of current and future global mammal extinction risk». PloS One 12(11): eo186934.
- De Juan, S., S. Gelcich y M. Fernández (2017). «Integrating stakeholder perceptions and preferences on ecosystem services in the management of coastal areas». Ocean & Coastal Management 136: 38-48.
- Delgado, L. E. y V. H. Marín (2016). «Well-being and the use of ecosystem services by rural households of the Río Cruces watershed, southern Chile». Ecosystem Services 21: 81-91.
- —. (editores) (2019). Social-ecological Systems of Latin America: Complexities and Challenges. Cham: Sprin-
- Di Marco, M., S. Ferrier, T. D. Harwood, A. J. Hoskins y J. E. Watson (2019). «Wilderness areas halve the extinction risk of terrestrial biodiversity». Nature 537: 582-585.
- Díaz, M. E., R. Figueroa, M. L. S. Alonso y M. R. Vidal-Abarca (2018). «Exploring the complex relations between water resources and social indicators: The Biobío Basin (Chile)». Ecosystem Services 31: 84-92.
- Díaz, S., U. Pascual, M. Stenseke et al. (2018). «Assessing nature's contributions to people». Science 359(6.373): 270-272.

- Dinerstein, E., D. Olson, A. Joshi et al. (2017). «An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm». BioScience 67(6): 534-545.
- Dinerstein, E. et al. (2019). «A Global Deal for Nature: Guiding principles, milestones, and targets». Science Advances 5(4): eaaw2869.
- Donoso, C., M. González y A. Lara (2014). Ecología Forestal: Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile. Valdivia, Chile: Ediciones Universidad Austral de Chile
- Donoso S., K. Peña-Rojas, C. Pacheco, E. Galdames, S. Durán, R. Gangas, C. Espinoza y M. Reyes (s/f). «Lecciones aprendidas sobre restauración de bosques en la región mediterránea de Chile central». En A. Camaño y J. Simonetti (editores) Restauración de bosques: lecciones y desafíos en un mundo cambiante. Inédito
- Doughty, C. E., J. Roman, S. Faurby et al. (2016). «Global nutrient transport in a world of giants». Proceedings of the National Academy of Sciences 113(4): 868-873.
- Duarte, C. M. (2009), «Coastal eutrophication research: A new awareness». Hydrobiologia 629(1): 263-269.
- Duarte, M., P. C. Guerrero, G. Carvallo y R. O. Bustamante (2014). «Conservation network design for endemic cacti under taxonomic uncertainty». Biological Conservation 176: 236-242.
- Dudley, N. y S. Stolton (2003). Running Pure: The importance of forest protected areas to drinking water. Gland: Banco Mundial; WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use.
- Duffy, J. E., J. S. Lefcheck, R. D. Stuart-Smith, S. A. Navarrete y G. J. Edgar (2016). «Biodiversity enhances reef fish biomass and resistance to climate change». Proceedings of the National Academy of Sciences 113(22): 6.230-6.235.
- Durán, A. P., S. Casalegno, P. A. Marquet y K. J. Gaston (2013). «Representation of ecosystem services by terrestrial protected areas: Chile as a case study». PLoS One 8(12): e82643.

- Easton, E. E., M. Gorney, A. Mecho, J. Sellanes, C. F. Gaymer, H. L. Spalding y J. Aburto (2019). «Chile and the Salas y Gómez Ridge». En Y. Loya et al. (editores), Mesophotic Coral Ecosystems (pp. 477-490). Cham: Springer Nature.
- Eastwood, A., R. Brooker, R. J. Irvine et al. (2016). «Does nature conservation enhance ecosystem services delivery?». Ecosystem Services 17: 152-162.
- Echeverría C., I. Schiappacasse, R. Urrutia, M. Cárcamo, P. Becerra, C. Smith y M. Homgren (2010). «Manual de Restauración de Ecosistemas Degradados para la Conservación de la Biodiversidad y el Desarrollo Rural en la Zona Semiárida de Chile Central». Proyectos Reforlan y Conicyt rue-33. Valdivia.
- Fargione, J. E., S. Bassett, T. Boucher et al. (2018). «Natural climate solutions for the United States». Science Advances 4(11): eaat1869
- Fariña, J. M. y A. Camaño (2012). Humedales costeros de Chile: Aportes científicos a su gestión sustentable. Santiago: Ediciones UC.
- Fariña, J. M., Q. He, B. R. Silliman y M. D. Bertness (2016). «Bottom up and top down human impacts interact to affect a protected coastal Chilean marsh». Ecology 97(3): 640-648.
- Fernández, M., A. Astorga, S. A. Navarrete, C. Valdovinos y P. A. Marquet (2009). «Deconstructing latitudinal species richness patterns in the ocean: Does larval development hold the clue?». Ecology Letters 12(7): 601-611.
- Fernández, M., M. Rodríguez, S. Gelcich, L. Hiriart-Bertrand y J. C. Castilla (s/f). «Marine protected areas: Patterns of protection across leading countries in marine conservation and in South America». Inédito
- Fierro, P., C. Bertrán, J. Tapia et al. (2017). «Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages». Science of the Total Environment 609: 724-734.

- Figueroa, E. (2010). «Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile». Proyecto GEF-MMA-PNUD.
- Figueroa, R., N. Bonada, M. Guevara, P. Pedreros, F. Correa-Araneda, M. Díaz, E. y V. H. Ruiz (2013). «Freshwater biodiversity and conservation in mediterranean climate streams of Chile». Hydrobiologia 719(1): 269-289.
- Foden, W., G. F. Midgley, G. Hughes et al. (2007). «A changing climate is eroding the geographical range of the Namib Desert tree Aloe through population declines and dispersal lags». Diversity and Distributions 13(5): 645-653.
- Försterra, G., V. Häussermann y J. Laudien (2015). «Animal Forests in the Chilean fjords: Discoveries, perspectives and threats in shallow and deep waters». En S. Rossi (editor) Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots (pp. 1-3). Cham: Springer International Publishing.
- Fox, O. (2011). «Pre-humedal Laguna de Batuco, Proyecto de restauración ecológica de humedal laguna de Batuco, Región Metropolitana de Santiago, Chile». Tesis para optar al grado de Magíster en Asentamientos Humanos y Medio Ambiente Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Friedlander, A. M. y C. F. Gaymer (s/f). «Progress, opportunities, and challenges for marine conservation in the Pacific Islands». Inédito.
- Fuentes, E. R., F. M. Jaksi y J. A. Simonetti (1983). «European rabbits versus native rodents in central Chile: Effects on shrub seedlings». Oecologia 58(3): 411-414.
- Fuentes, E. R., R. D. Otaiza, M. C. Alliende, A. Hoffmann y A. Poiani (1984). «Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms». Oecologia 62(3): 405-411.
- Fuentes, E. R., A. J. Hoffmann, A. Poiani y M. C. Alliende (1986). «Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral». Oecologia 68(3): 358-366

- Fuentes, E. R., R. Avilés y A. Segura (1989). «Landscape change under indirect effects of human use: The Savanna of Central Chile». Landscape Ecology 2(2): 73-80.
- —. (1990). «The natural vegetation of a heavily man-transformed landscape: the savannah of central Chile». Interciencia 15: 293-295.
- Fuentes, E. R., R. Domínguez y N. Gómez (2015). «Consultoría de aplicación y análisis de resultados del Management Effectiveness Tracking Tool (METT) a las principales áreas protegidas en chile 2015». Informe del Ministerio del Medio Ambiente. Santiago.
- Fuentes-Castillo, T., A. Miranda, A. Rivera-Hutinel, C. Smith-Ramírez y M. Holmgren (2012). «Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation». Forest Ecology and Management 274: 38-47.
- Fuentes-Castillo, T., R. A. Scherson, P. A. Marquet, J. Fajardo, D. Corcoran, M. J. Román y P. Pliscoff (2019). «Modelling the current and future biodiversity distribution in the Chilean Mediterranean Hotspot. The role of protected areas network in a warmer future». Diversity and Distributions 25(12): 1.897-1.909. doi: 10.1111/ddi.12988.
- Gann, G. D., T. McDonald, B. Walder et al. (2019). «International principles and standards for the practice of ecological restoration». Restoration Ecology 27: S1-S46
- Gasto, J. (1979). Ecología: El hombre y la transformación de la naturaleza. Santiago: Universitaria.
- Gatica-Castro, A., A. Marticorena, G. Rojas, G. Arancio y F. A. Squeo (2015). «Conservation status of the native flora of the Arica-Parinacota and Tarapacá regions, Chile». Gayana Botánica 72(2): 305-309.
- Gayoso, J. (2001). «Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques nativos y plantaciones de Chile». Revista Forestal Iberoamericana 1(1): 1-13.
- Gayoso, J., R. González, N. Almonacid y F. Llanquilef (2016). Análisis de Factibilidad de las Acciones Estratégicas de Conaf para Reducir Gases de Efecto Invernadero. Valdivia: Winrock International, CONAF, Universidad Austral.

- Gelcich, S., M. Martínez, S. Tapia, F. Vásquez y C. Ruano (2019). «Co-management of small-scale fisheries and ecosystem service». Conservation Letters 12(2): e12637.
- Geist, J. y S. J. Hawkins (2016). «Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges». Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 26: 942-962.
- Gerber, J. F. (2011). «Conflicts over industrial tree plantations in the South: Who, how and why?». Global Environmental Change 21(1): 165-176.
- Gill, D. A., M. B. Mascia, G. N. Ahmadia et al. (2017). «Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally». Nature 543(7.647): 665.
- Gómez, P., M. Murúa, J. San Martín, E. Goncalves y R. O. Bustamante (2019). «Maintaining close canopy cover prevents the invasion of Pinus radiata: Basic ecology to manage native forest invasibility». PloS One 14(5): e0210849.
- Gómez-González, S., M. E. González, S. Paula, I. Díaz-Hormazábal, A. Lara y M. Delgado-Baquerizo (2019). «Temperature and agriculture are largely associated with fire activity in Central Chile across different temporal periods». Forest ecology and management 433: 535-543.
- González, M.E., M. Amoroso, A. Lara, T. T. Veblen, C. Donoso, T. Kitzberger, I. Mundo, A. Holz, A. Casteller, J. Paritsis, A.Muñoz, M.L. Suárez y A. Promis (2014). «Ecología de disturbios y su influencia en los bosques templados de Chile y Argentina». En C. Donoso, M. E. González y A. Lara (editores), Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Valdivia: Ediciones Universidad Austral de Chile.
- Grez, A. A., J. A. Simonetti y R. O. Bustamante (2006). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: Patrones y procesos a diferentes escalas. Santiago: Universitaria.
- Griscom, B. W., J. Adams, P. W. Ellis et al. (2017). «Natural climate solutions». Proceedings of the National Academy of Sciences 114(44): 11.645-11.650.

- Guzmán, J. (2011). «Propuesta de recuperación ambiental, para humedales costeros, en zonas mediterráneas». Tesis para optar al grado de Magíster en Gestión Ambiental. Universidad de Valparaíso.
- Halpern, B. S., M. Frazier, J. Afflerbach et al. (2019). «Recent pace of change in human impact on the world's ocean». Scientific Reports 9(1): 1-8.
- Hannah, L., G. Midgley, S. Andelman et al. (2007). «Protected area needs in a changing climate». Frontiers in Ecology and the Environment 5(3): 131-138.
- Hannah, L., P. R. Roehrdanz, M. Ikegami et al. (2013). «Climate change, wine, and conservation». Proceedings of the National Academy of Sciences 110(17): 6.907-6.912.
- Hannah I P R Roehrdanz P A Marquet et al. (s/f) «Increased natural area combined with Paris targets results in10-fold reduction in tropical extinction risk». Inédito.
- Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore et al. (2013). «High-resolution global maps of 21st-century forest cover change». Science 342(6.160): 850-853.
- Hiriart- Bertrand, L., J. M. Troncoso, A. Correa v C. I. Vargas (2019). «Del reconocimiento del derecho consuetudinario a la implementación de acciones de resguardo: El caso de los Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios en Chile». En M. Ruiz, R. Oyanedel y B. Monteferri (editores), Mar, costas y pesquerías: Una mirada comparativa desde Chile, México y Perú (pp. 137-150). Lima: Ediciones Sociedad Peruana de Derecho Ambiental.
- Holmgren, M., P. Stapp, C. R. Dickman et al. (2006). «Extreme climatic events shape arid and semiarid ecosystems». Frontiers in Ecology and the Environment 4(2): 87-95.
- Hucke-Gaete, R. (2011). «Whales might also be an important component in Patagonian fjord ecosystems: Comment to Iriarte et al.». Ambio 40(1): 104-105.
- Hucke-Gaete, R., L. Moro y J. Ruiz (editores) (2010). «Conservando el mar de Chiloé, Palena y Guaitecas». Síntesis del estudio «Investigación para el desarrollo de Área Marina Costera Protegida Chiloé, Palena y Guaitecas». Universidad Austral de Chile,

- Conama región de Los Lagos, Gobierno Regional de Los Lagos, Chile. Fondo Nacional de Desarrollo Regional BIP 30040215-0.
- Hucke-Gaete, R., L. P. Osman, C. A. Moreno y D. Torres (2004). «Examining natural population growth from near extinction: The case of the Antarctic fur seal at the South Shetlands, Antarctica», Polar Biology 27(5): 304-311.
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas (2017). «Censo 2017». Santiago.
- IPBES, Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Fcosystem Services
- IPCC, Panel Intergubernamental del Cambio Climático (2019). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- Iriarte, J. L., H. E. González y L. Nahuelhual (2010). «Patagonian fjord ecosystems in southern Chile as a highly vulnerable region: Problems and needs». Ambio 39(7): 463-466.
- Irigoien, X., T. A. Klevjer, A. Røstad et al. (2014). «Large mesopelagic fishes biomass and trophic efficiency in the open ocean». Nature communications 5: 3.271.
- IUCN, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (2016). A global standard for the identification of Key Biodiversity Areas.
- Jaksic, F. M. y E. R. Fuentes (1980). «Why are native herbs in the Chilean matorral more abundant beneath bushes: Microclimate or grazing?». The Journal of Ecology 68: 665-669.
- Jiménez, H. E. y J. J. Armesto (1992). «Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession». Journal of Vegetation Science 3(5): 579-586.
- Joppa, L. N. y A. Pfaff (2009). «High and far: Biases in the location of protected areas». PloS One 4(12): e8273.

- Jorquera-Jaramillo, C., J. M. A. Vega, K. Martínez-Tillería, M. F. León, M. A. Pérez, C. F. Gaymer y F. A. Squeo (2012). «Conservación de la biodiversidad en Chile: Nuevos desafíos y oportunidades en ecosistemas terrestres y marinos costeros». Revista Chilena de Historia Natural 85(3): 267-280.
- Kroner, R. E. G., S. Oin, C. N. Cook et al. (2019), «The uncertain future of protected lands and waters». Science 364(6.443): 881-886.
- Kuempel, C. D., K. R. Jones, J. E. Watson y H. P. Possingham (2019). «Quantifying biases in marine protected area placement relative to abatable threats». Conservation Biology 33(6): 1.350-1.359. doi: 10.1111/cobi.13340.
- Lal, R. (2016). «Beyond COP 21: potential and challenges of the "4 per Thousand" initiative». Journal of Soil and Water Conservation 71(1): 20A-25A.
- Lara, A., M. Amoroso, J. Bannister, C. Donoso, M. González, R. Vargas, C. Smith-Ramírez, G. Arellano y A. Gutiérrez (2014). «Sucesión y Dinámica de Bosques Templados en Chile». En C. Donoso, M. González y A. Lara, Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile (pp. 323-410). Santiago: Ediciones UACH.
- Laurance, W. F., D. C. Useche, J. Rendeiro et al. (2012). «Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas». Nature 489(7.415): 290.
- Le Quéré, C., R. M. Andrew, P. Friedlingstein et al. (2018). «Global carbon budget 2018». Earth System Science Data (Online) 10(4).
- Leadley, P. et al., (2016). Relationships between the Aichi Targets and land-based climate mitigation. Convention on Biological Diversity.
- Lenoir, J., J. C. Gégout, P. A. Marquet, P. De Ruffray y H. Brisse (2008). «A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century». Science 320(5.884): 1.768-1.771.
- León-Muñoz, J., C. Echeverría, R. Fuentes y F. Aburto (2017). «¿Cómo está cambiando la cobertura del uso del suelo en las cuencas proveedoras de agua potable de la zona costera del centro-sur de Chile (35°-38, 5° S)?». Bosque (Valdivia) 38(1): 203-209.

- Leverington, F., K. L. Costa, H. Pavese, A. Lisle y M. Hockings (2010). «A global analysis of protected area management effectiveness». Environmental management 46(5): 685-698.
- Lewis, S. L., C. E. Wheeler, E. T. Mitchard y A. Koch (2019). «Regenerate natural forests to store carbon». Nature 568(7.750): 25-28.
- Little, C., J. G. Cuevas, A. Lara, M. Pino y S. Schoenholtz (2015). «Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations». Ecohydrology 8(7): 1.205-1.217
- Little, C. y A. Lara (2010). «Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile». Bosque (Valdivia) 31(3): 175-178.
- Little, C., D. Soto, A. Lara y J. G. Cuevas (2008). «Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district)». Biogeochemistry 87(3): 297-309.
- Liu, J., T. Dietz, S. R. Carpenter et al. (2007). «Complexity of coupled human and natural systems». Science 317(5.844): 1.513-1.516.
- Lubchenco, J. (1998). «Entering the century of the environment: a new social contract for science». Science 279(5.350): 491-497.
- Lubchenco, J., A. M. Olson, L. B. Brubaker et al. (1991). «The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda: A report from the Ecological Society of America». Ecology 72(2): 371-412.
- Luebert, F. y P. Becerra (1998). «Representatividad vegetacional del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) en Chile». Ambiente y Desarrollo 14: 62-69.
- Luebert, F. y P. Pliscoff (2017). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago: Universitaria.
- Lutz, S. J. y A. H. Martin (2014). Fish Carbon: Exploring Marine Vertebrate Carbon Services. Arendal: GRID-Arendal.

- Mace, G. M., M. Barrett, N. D. Burgess, S. E. Cornell, R. Freeman, M. Grooten y A. Purvis (2018). «Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss». Nature Sustainability 1(9): 448.
- Maclean, I. M. y R. J. Wilson (2011). «Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk». Proceedings of the National Academy of Sciences 108(30): 12.337-12.342.
- Magni, D., S. Espinoza y E. Garrido (2016). «Differential adaptations in nursery seedlings from diverse Chilean provenances of Peumus boldus Mol». iForest 9: 409-413.
- Manhães, A. P., G. G. Mazzochini, A. T. Oliveira Filho, G. Ganade y A. R. Carvalho (2016). «Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning». Diversity and Distributions 22(9): 932-943.
- Manuschevich, D. (s/f). «Land use as a socio-ecological system: Developing a transdisciplinary approach to studies of land use change in south-central Chile». En Ecological economic and socio ecological strategies for forest conservation: Special focus on Chile and Brazil. Inédito. Cham: Springer International Publishing.
- -. (2018). «A critical Assessment of the Adaptive Capacity of Land Use Change in Chile: A Socio-Ecological Approach». En L. C. Loures (editor), Land Use - Assessing the Past, Envisioning the Future. Londres: Intech Open. doi: 10.5772/intechopen.80559.
- Mappin, B., A. L. Chauvenet, V. M. Adams et al. (2019). «Restoration priorities to achieve the global protected area target». Conservation Letters 12(4): e12646.
- Margules, C. R. y R. L. Pressey (2000). «Systematic conservation planning». Nature 405(6.783): 243.
- Mariani, M., A. Holz, T. T. Veblen, G. Williamson, M. S. Fletcher y D. M. Bowman (2018). «Climate change amplifications of climate fire teleconnections in the Southern Hemisphere». Geophysical Research Letters 45(10): 5.071-5.081.
- Marquet, P. A., S. Abades, J. Armesto et al. (2010). «Estudio de vulnerabilidad de la biodiversidad terrestre en la eco-región mediterránea, a nivel de ecosistemas y especies, y medidas de adaptación frente a escenarios de cambio climático». Informe final, Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago.

- Marquet, P. A., S. Abades e I. Barría (2017). «Distribution and conservation of coastal wetlands: A geographic perspective». En J. M. Fariña y A. Camaño (editores), The Ecology and Natural History of Chilean Saltmarshes (pp. 1-14). Cham: Springer. doi: 10.1007/978-3-319-63877-5_1.
- Marquet, P. A., J. Lessmann y R. Shaw (2019). «Protected area management and climate change». En T. Lovejoy y L. Hannah (editores), Climate Change and Biodiversity (pp. 283-292). New Haven: Yale University Press.
- Marquet, P. A., M. Tognelli, I. Barria, M. Escobar, C. Garin y P. Soublette (2004). «How well are Mediterranean ecosystems protected in Chile? Insights from gaps in the conservation of Chilean vertebrates». En Proceedings 10th MEDECOS Conference (pp. 1-4). Rodas: Millnress
- Martínez-Harms, M. J., B. A. Bryan, E. Figueroa, P. Pliscoff, R. K. Runting y K. A. Wilson (2017). «Scenarios for land use and ecosystem services under global change». Ecosystem services 25: 56-68.
- Martínez-Harms, M. J., B. A. Bryan, S. A. Wood et al. (2018). «Inequality in access to cultural ecosystem services from protected areas in the Chilean biodiversity hotspot». Science of the Total Environment 636: 1.128-1.138.
- Martínez-Tilleria, K., M. Núñez-Ávila, C. A. León, P. Pliscoff, F. A. Squeo y J. J. Armesto (2017). «A framework for the classification Chilean terrestrial ecosystems as a tool for achieving global conservation targets». Biodiversity and Conservation 26(12): 2.857-2.876.
- Mascia, M. B. y S. Pailler (2011). «Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications». Conservation letters 4(1): 9-20.
- Mascia, M. B., S. Pailler, R. Krithivasan et al. (2014). «Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900-2010». Biological Conservation 169: 355-361.
- Mata, C., N. Fuentes-Allende, J. E. Malo, A. Vielma y B. A. González (2019). «The mismatch between

- location of protected areas and suitable habitat for the Vulnerable taruka Hippocamelus antisensis». Oryx 53(4): 752-756.
- McCarthy, D. P., P. F. Donald, J. P. Scharlemann et al. (2012). «Financial costs of meeting global biodiversity conservation targets: Current spending and unmet needs». Science 338(6.109): 946-949.
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon et al. (2011). «A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₃». Frontiers in Ecology and the Environment 9(10): 552-560.
- McLeod, E., R. Salm, A. Greeny J. Almany (2009). «Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change». Frontiers in Ecology and the Environment 7 (7): 362-370. doi: 10.1890/070211.
- McWethy, D. B., A. Pauchard, R. A. García et al. (2018). «Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile». PLoS One 13(8): e0201195.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington D. C.: Island Press.
- Melillo, J. M., X. Lu, D. W. Kicklighter, J. M. Reilly, Y. Cai y A. P. Sokolov (2016). «Protected areas' role in climate-change mitigation». Ambio 45(2): 133-145.
- Meynard, C. N., C. A. Howell y J. F. Quinn (2009). «Comparing alternative systematic conservation planning strategies against a politically driven conservation plan». Biodiversity and Conservation 18(12): 3.061.
- Micheli, F., A. Saenz-Arrovo, A. Greenley, L. Vazquez, J. A. Espinoza Montes, M. Rosetto y G. A. De Leo (2012). «Evidence that marine reserves enhance resilience to climatic impacts». PLoS One 7(7): e40832. doi: 10.1371/journal.pone.0040832.
- Minagri-Conaf (2017). Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales. Santiago.
- -. (2019). «Plan Nacional de Restauración a escala de paisajes». Folleto. Ministerio de Agricultura, Corpo-

- ración Nacional Forestal. Disponible en http://www. conaf.cl/wp-content/uploads/2015/12/Presentaci%C3%B3n-Restauraci%C3%B3n-L.Carrasco.pdf.
- Miranda, A., I. A. Vásquez, P. Becerra, C. Smith-Ramírez, C. A. Delpiano, A. Hernández-Moreno y A. Altamirano (2019). «Traits of perch trees promote seed dispersal of endemic fleshy-fruit species in degraded areas of endangered Mediterranean ecosystems». Journal of Arid Environments 170: 103995.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente (2014). Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad. Santiago.
- Molina, C., A. Castillo y H. Samaniego (2018). «Evaluación del nicho ambiental de Lycalopex fulvipes (zorro de Darwin) y la incidencia del cambio climático sobre su distribución geográfica». Gayana (Concepción) 82(1): 65-78.
- Montenegro, G., R. Ginocchio, A. Segura, J. E. Keely y M. Gómez (2004). «Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions». Revista Chilena de Historia Natural 77(3): 455-464.
- Morales, V. y A. Moreira-Muñoz (2009). GIS and systematic conservation planning in Chile, abstracts, international cartography conference. Santiago.
- Moreira, F. et al. (2019). «Priority questions for biodiversity conservation in the Mediterranean biome: Heterogeneous perspectives across continents and stakeholders». Conservation Science and Practice 1(11): e118.
- Mulongoy, K. J. y S. B. Gidda (2008). The Value of Nature: Ecological, Economic, Cultural and Social Benefits of Protected Areas. Montreal: Secretariat of the CBD.
- Muñoz-Pedreros A., A. Giubergia, R. Sanhueza, P. Möller y J. Pantoja (s/f). «Restauración ecológica de bosque nativo en la cordillera costera del sur de Chile. 20 años de experiencia». En A. Camaño y J. Simonetti (editores), Restauración de bosques: Lecciones y desafíos en un mundo cambiante. Inédito.
- Naciones Unidas (2015). «General Assembly resolution 70/1, Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development». A/res/70/1, 25 de septiembre de 2015.

- Nahuelhual, L., A. Carmona, P. Lozada, A. Jaramillo y M. Aguayo (2013). «Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: An application at the local level in Southern Chile». Applied Geography 40: 71-82.
- Nahuelhual, L., X. Vergara, A. Kusch, G. Campos y D. Droguett (2017). «Mapping ecosystem services for marine spatial planning: recreation opportunities in Sub-Antarctic Chile». Marine Policy 81: 211-218.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza et al. (2008), «Global mapping of ecosystem services and conservation priorities». Proceedings of the National Academy of Sciences 105(28): 9.495-9.500.
- National Research Council (2008). Increasing Capacity for Stewardship of Oceans and Coasts: A Priority for the 21st Century. Washington D. C.: The National Academies Press. doi: 10.17226/12043.
- Neira, E., H. Verscheure y C. Revenga (2002). Chile's frontier forests: Conserving a global treasure. Valdivia: World Resources Institute.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C. M. Duarte, L. Valdés, C. De Young, L. Fonseca y G. Grimsditch (editores) (2009). Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme. Arendal: GRID-Arendal
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz et al. (2009). «Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales». Frontiers in Ecology and the Environment 7(1): 4-11.
- Nicol, S., A. Bowie, S. Jarman, D. Lannuzel, K. M. Meiners y P. van der Merwe (2010). «Southern Ocean iron fertilization by baleen whales and Antarctic krill». Fish and Fisheries 11(2): 203-209.
- Nesshöver, C., T. Assmuth, K. N. Irvine et al. (2017). «The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective». Science of the Total Environment 579: 1.215-1.227.
- Noss, R. F., A. P. Dobson, A. P., Baldwin et al. (2012). «Bolder thinking for conservation». Conservation Biology 26(1): 1-4.

- Núñez, E. (2012). Método para la planificación del manejo de áreas protegidas. Santiago: Corporación Nacional Forestal
- Oltremari, J. y X. Guerrero (2003). «Planificación participativa en áreas protegidas con comunidades indígenas: El caso del Parque Nacional Chiloé». Bosque (Valdivia) 24(2): 69-78.
- Ostrom, E. (2010). «Building trust to solve commons dilemmas: Taking small steps to test an evolving theory of collective action». En S. A: Levin (editor), Games, groups, and the global good (pp. 207-228). Berlín: Springer.
- Outeiro, L., C. Gajardo, H. Oyarzo, F. Ther, P. Cornejo, S. Villasante y L. B. Ventine (2015b). «Framing local ecological knowledge to value marine ecosystem services for the customary sea tenure of aboriginal communities in southern Chile». Ecosystem Services 16: 354-364.
- Outeiro, L., V. Häussermann, F. Viddi et al. (2015a). «Using ecosystem services mapping for marine spatial planning in southern Chile under scenario assessment». Ecosystem services 16: 341-353.
- Outeiro, L. y S. Villasante (2013). «Linking salmon aquaculture synergies and trade-offs on ecosystem services to human wellbeing constituents». Ambio, 42(8), 1022-1036.
- Outeiro, L., S. Villasante y H. Oyarzo (2018). «The interplay between fish farming and nature based recreation-tourism in Southern Chile: A perception approach». Ecosystem Services 32: 90-100.
- Panetta, A. M., M. L. Stanton y J. Harte (2018). «Climate warming drives local extinction: Evidence from observation and experimentation». Science Advances, 4(2): eaaq1819.
- Pappalardo, P. y M. Fernández (2014). «Mode of larval development as a key factor to explain contrasting effects of temperature on species richness across oceans». Global Ecology and Biogeography 23(1): 12-23.
- Paredes, F., D. Flores, A. Figueroa, C. F. Gaymer y J. A. Aburto (2019). «Science, capacity building and conservation knowledge: The empowerment of the

- local community for marine conservation in Rapa Nui». Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 29: 130-137.
- Pauchard, A. y P. Villarroel (2002). «Protected areas in Chile: History, current status, and challenges». Natural Areas Journal 22(4): 318-330.
- Pecl, G. T., M. B. Araújo, J. D. Bell et al. (2017). «Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being». Science 355(6.332): eaai9214.
- Peña-Cortés, F., G. Rebolledo, K. Hermosilla, E. Hauenstein Barra, C. Bertrán, R. Schlatter Vollman y J. Tapia (2006). «Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenca costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales». Ecología Austral 16: 183-196.
- Pérez-Matus, A., A. Ospina-Álvarez, P. A. Camus et al. (2017). «Temperate rocky subtidal reef community reveals human impacts across the entire food web». Marine Ecology Progress Series 567: 1-16.
- Perrings, C., S. Naeem, F. Ahrestani, D. E. Bunker et al. (2010). «Ecosystem services for 2020». Science 330(6.002): 323-324.
- Petit, I. J., A. N. Campoy, M. J. Hevia, C. F. Gaymer y F. A. Squeo (2018). «Protected areas in Chile: Are we managing them?». Revista Chilena de Historia Natural 91(1). doi: 10.1186/s40693-018-0071-z.
- Pfeifer, A. M., V. Rojas, A. Martinez, R. Álvarez y C. Delgado (2006). «Plan de conservación y propuesta preliminar de zonificación para el humedal Maullín, Sitio Prioritario para la conservación de la biodiversidad». Programa de Investigación Conservación Marina. Santiago.
- Pliscoff, P., M. T. K. Arroyo y L. Cavieres (2012). «Predicciones de cambios en los principales tipos de vegetación de Chile bajo cambio climático basados en un estudio preliminar: Modelos, incertidumbres y adaptación de la investigación para un mundo de biodiversidad dinámica». Anales del Instituto de la Patagonia 40(1): 81-86.

- Pliscoff, P. y T. Fuentes-Castillo (2011). «Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system». Environmental Conservation 38(3): 303-311.
- Ramírez, C., J. M. Fariña, D. Contreras et al. (2016). «Dinámicas sucesional primaria natural y secundaria antropogénica de la vegetación del humedal Ciénagas del Name (Chile central): Un modelo conceptual». Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences 32(2): 134-148.
- Ramírez de Arellano, P. I. (2007). «Systematic conservation planning in Chile: sensitivity of reserve selection procedures to target choices, cost surface, and spatial scale». Tesis. College of Environmental Science and Forestry, Nueva York,
- Ramírez de Arellano P. I. R. Briones v.D. Alarcón (2010) «Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad utilizando planificación sistemática de la conservación en la Cordillera de la Costa de Chile». En C. Smith-Ramírez y F. Squeo (editores), Biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago: Andros.
- Ramírez de Arellano, P., G. Carrasco, D. Alarcón, R. Briones y B. Reyes (2018). «Planificación sistemática para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos aplaicada a la cordillera de Nahuelbuta». En J. Pérez-Quezada J. y P. Rodrigo (editores), Metodologías Aplicadas para la Conservación de la Biodiversidad en Chile (pp. 413-46). Santiago: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas.
- Rauch-González, M., E. Catalán-Martina, G. Aguilera-Bascur, I. Valenzuela-Vergara, S. Maldonado-Osorio y P. Martínez-Palma (2019). «Gestión intercultural para la conservación en Áreas Silvestres Protegidas del Estado: aprendizajes y desafíos». Revista Austral de Ciencias Sociales 35: 183-204.
- Redparques (2018). Progreso de cumplimiento de la Meta 11 de Aichi en los países de la Redparques: Resultados y perspectivas al 2020. Bogotá: CDB, Proyecto IAPA, Unión Europea, WWF, FAO, UICN, ONU Medio Ambiente
- Repetto-Giavelli F. y B. Saavedra (s/f). «Restauración de Caminos. Capítulo enviado a libro Casos de restauración en Chile». Inédito.

- Riquelme, C., S. A. Estay, R. López, H. Pastore, M. Soto-Gamboa y P. Corti (2018). «Protected areas' effectiveness under climate change: a latitudinal distribution projection of an endangered mountain ungulate along the Andes Range». PeerJ 6: e5222.
- Rivera, L., S. Quiroz y J. Arancibia Fortes (2009). «Propuesta de plan Integral de restauración del humedal El Culebrón, Región de Coquimbo». Informe para la Comisión Nacional del Medio Ambiente, Región de Coquimbo, La Serena
- Rivera-Hutinel, A., A. Miranda, T. Fuentes, C. Smith-Ramírez y M. Holmgren (2011). «Landscape features associated with the passive recovery of Mediterranean sclerophyllous woodlands of central Chile». En A. Newton y N. Tejedor (editores), Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America (pp. 65-66). UICN.
- Roberts, C. M., B. C. O'Leary, D. J. McCauley et al. (2017). «Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change». Proceedings of the National Academy of Sciences 114(24): 6.167-6.175.
- Rodrigues, A. S., H. R. Akcakaya, S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, M. T. Brooks y M. Hoffmann (2004b). «Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network». BioScience 54(12): 1.092-1.100.
- Rodrigues, A. S., S. J. Andelman, M. I. Bakarr et al. (2004a). «Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity». Nature 428(6.983): 640.
- Rojas, C., H. de la Fuente, M. Martínez y J. Rueda (2017). Urbanización en humedal Los Batros, Concepción. Concepción: CEDEUS.
- Roman, J. y J. J. McCarthy (2010). «The whale pump: Marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin». PLoS One 5(10): e13255.
- Root-Bernstein, M., R. Valenzuela, M. Huerta, J. Armesto y F. Jaksic (2017). «Acacia caven nurses endemic sclerophyllous trees along a successional pathway from silvopastoral savanna to forest». Ecosphere 8(2): e01667.

- Rovira, J. y J. Herreros (2016) «Clasificación de ecosistemas marinos chilenos de la zona económica exclusiva». Departamento de Panificación y Políticas en Biodiversidad, División de Recursos Naturales y Biodiversidad, Ministerio del Medio Ambiente, Chile
- Rozas-Vásquez, D., F. Peña-Cortés, D. Geneletti y G. Rebolledo (2014). «Scenario modelling to support strategic environmental assessment: Application to spatial planning of coastal wetlands in La Araucanía Region, Chile». Journal of Environmental Assessment Policy and Management 16(02): 1450014.
- Rozzi, R., F. S. Chapin III, J. B. Callicott, S. T. Pickett, M. E. Power, J. J. Armesto y R. H. May Jr (editores). (2015). Earth stewardship: Linking ecology and ethics in theory and practice. Cham: Springer.
- Ruckelshaus, M., S. C. Doney, H. M. Galindo et al. (2013). «Securing ocean benefits for society in the face of climate change». Marine Policy 40: 154-159.
- Saavedra, B., M. Carmody y R. Guijón (2015). «Análisis, adaptación y sistematización de estándares para la planificación del manejo en iniciativas de Conservación privada y Áreas Marinas Costeras Protegidas de Múltiples Usos». Informe, proyecto MMA/GEF-PNUD Creación de un sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional. Santiago.
- Saavedra, B. y J. A. Simonetti (2005). «Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile». Mammalia 69(3-4): 337-
- Samaniego, H. y P. A. Marquet (2009). «Mammal and butterfly species richness in Chile: taxonomic covariation and history». Revista Chilena de Historia Natural 82(1): 135-151.
- Schiappacasse, I., L. Nahuelhual, F. Vásquez y C. Echeverría (2012). «Assessing the benefits and costs of dryland forest restoration in central Chile». Journal of Environmental Management 97: 38-45.
- Schmitz, O. J., P. A. Raymond, J. A. Estes et al. (2014). «Animating the carbon cycle». Ecosystems 17(2): 344-359

- Schutz, J. (2018). «Creating an integrated protected area network in Chile: A GIS assessment of ecoregion representation and the role of private protected areas». Environmental Conservation 45(3): 269-277.
- Schulz, N., P. Aceituno y M. Richter (2011). «Phytogeographic divisions, climate change and plant dieback along the coastal desert of northern Chile». Erdkunde, 65(2): 169-187.
- Schulz, J. J., L. Cayuela, C. Echeverria, J. Salas y J. M. R. Benayas (2010). «Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008)». Applied Geography 30(3): 436-447.
- Schulz, J. J., L. Cayuela, J. M. Rey Benayas y B. Schröder (2011). «Factors influencing vegetation cover change in Mediterranean Central Chile (1975-2008)». Applied Vegetation Science 14(4): 571-582.
- Schulz, J. J. y B. Schröder (2017). «Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile». Ecosphere 8(1): e01644
- Serey, I., M. Ricci y C. Smith-Ramírez (2007). Libro rojo de la región de O'Higgins. Rancagua: Corporación Nacional Forestal, Universidad de Chile.
- Sernapesca (2019), «Cuenta Pública 2018 del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura». Santiago.
- Sielfeld, W. y J. C. Castilla (1999). «Estado de conservación y conocimiento de las nutrias en Chile». Estud. Oceanol 18: 69-79.
- Sierralta L., R. Serrano. J. Rovira y C. Cortés (editores) (2011). Las áreas protegidas de Chile. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Simonetti I A (1995) «Wildlife conservation outside parks is a disease-mediated task». Conservation Biology 9(2): 454-456.
- -. (1999). «Diversity and conservation of terrestrial vertebrates in mediterranean Chile». Revista Chilena de Historia Natural 72: 493-500.
- Simonetti, J. A. y J. E. Mella (1997). «Park size and the conservation of Chilean mammals». Revista Chilena de Historia Natural 70: 213-220.

- Skewes, J. C., R. Rehbein y C. Mancilla (2012). «Ciudadanía y sustentabilidad ambiental en la ciudad: La recuperación del humedal Angachilla y la organización local en la Villa Claro de Luna, Valdivia, Chile». Eure (Santiago) 38(113): 127-145.
- Skewgar, E., A. Simeone y P. D. Boersma (2009). «Marine Reserve in Chile would benefit penguins and ecotourism». Ocean & Coastal Management 52(9): 487-491.
- Smith-Ramírez, C. (2004). «The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests». Biodiversity & Conservation 13(2): 373-393.
- Smith-Ramírez, C., P. Becerra, I. Vásquez, A. Miranda, C. del Piano y O. Seguel (2013). «Potencial de restauración pasiva del matorral y bosque esclerófilo». En Investigaciones Financiadas por el Fondo Bosque Nativo. Santiago: Corporación Nacional Forestal.
- Smith Ramírez, C., J. Castillo y J. J. Armesto (2019). «Willingness of rural communities from central Chile to reforest with native tree species». Restoration Ecology 27(6): 1.401-1.408. doi: 10.1111/rec.13023.
- Smith-Ramírez, C., J. G. Cuevas, J. P. Mora, A. Bustos, S. Paula y A. Zúñiga (2019). «Procesos ecosistémicos, dinámica regenerativa y restauración con especies de bosque pantanoso». En C. Smith-Ramírez y F. Squeo (editores), Biodiversidad y Ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago: Andros.
- Smith-Ramírez, C., M. E. González, C. Echeverría y A. Lara (2015), «Estado actual de la restauración ecológica en Chile: perspectivas y desafíos». Anales de la Patagonia 43: 11-21.
- Smith-Ramírez, C., T. Parada, P. León-Lobos, P. Becerra y L Castillo (s/f) «Seed origin effects on restoration of two woody species in the Chilean Mediterranean Ecosystem». Inédito.
- Smith-Ramírez, C., R. Vargas, J. Castillo, J. P. Mora y G. Arellano-Cataldo (2017). «Woody plant invasions and restoration on forests of island ecosystems: lessons from the Robinson Crusoe Island, Chile». Biodiversity and Conservation 7: 1.507-1.524.

- Soares-Filho, B., P. Moutinho, D. Nepstad et al. (2010). «Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation». Proceedings of the National Academy of Sciences 107(24): 10.821-10.826.
- Soto, L., E. Leiva, F. Montoya, O. Seguel, C. Delpiano, P. Becerra, I. Vásquez, A. Miranda y C. Smith-Ramírez (2015). «Efecto del espino (Acacia caven (Mol)) sobre las propiedades físicas del suelo en exclusiones de pastoreo». Chilean Journal of Agricultural and Animal Sciences 31: 211-222.
- Squeo, F. A., G. Arancio y J. R. Gutiérrez (2001). Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Coquimbo. La Serena: Ediciones Universidad de La Serena.
- —. (2008). Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Atacama. La Serena: Ediciones Universidad de La Serena.
- Squeo, F. A., R. A. Estévez, A. Stoll, C. F. Gaymer, L. Letelier y L. Sierralta (2012). «Towards the creation of an integrated system of protected areas in Chile: Achievements & challenges». Plant & Ecology Diversity 5: 233-243.
- Stevens, S. (2014). Indigenous Peoples, National Parks, and Protected Areas: A New Paradigm Linking Conservation, Culture, and Rights. Tucson: University of Arizona Press.
- Subpesca (2019). Estado de situación de las principales pesquerías chilenas año 2019. Santiago.
- Tejo, M., S. Niklitschek-Soto, C. Vásquez y P. A. Marquet (2017). «Single species dynamics under climate change». Theoretical Ecology 10(2): 181-193.
- Thiel, M., E. Macaya, E. Acuña et al. (2007). «The Humboldt Current System of northern-central Chile: Oceanographic processes, ecological interactions and socio-economic feedback», Ocean, Mar. Biol. Ann. Rev. 45: 195-344.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green et al. (2004). «Extinction risk from climate change». Nature 427(6,970): 145.

- Tittensor, D. P., M. Beger, K. Boerder et al. (2019). «Integrating climate adaptation and biodiversity conservation in the global ocean». Science Advances 5(1): eaay9969. doi: 10.1126/sciadv.aay9969.
- Tittensor, D. P., M. Walpole, S. L. Hill et al. (2014). «A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets». Science 346(6.206): 241-244.
- Tognelli, M. F., M. Fernández y P. A. Marquet (2009). «Assessing the Performance of the Existing and Proposed Network of Marine Protected Areas to Conserve Marine Biodiversity in Chile». Biological Conservation 142: 3.147-3.153.
- Tognelli, M. F., P. I. Ramírez de Arellano y P. A. Marquet (2008), «How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile?». Diversity and Distributions 14(1): 148-158.
- Tognelli, M. F., C. Silva-García, F. A. Labra y P. A. Marquet (2005). «Priority areas for the conservation of coastal marine vertebrates in Chile». Biological Conservation 126(3): 420-428.
- Toonen, R. J., T. A. Wilhelm, S. M. Maxwell et al. (2013). «One size does not fit all: The emerging frontier in large-scale marine conservation». Mar. Pol. Bull.
- Tucker, M. A., K. Böhning-Gaese, W. F. Fagan et al. (2018). «Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements». Science 359(6.374): 466-469.
- Turner, R. K. y G. C. Daily (2008). «The ecosystem services framework and natural capital conservation». Environmental and Resource Economics 39: 25-35.
- UNEP, United Nations Environment Program (2019). Frontiers 2018/19 Emerging Issues of Environmental Concern. Nairobi: United Nations Environment Program.
- UNEP-WCMC, IUCN y NGS (2018). Protected Planet Report 2018. Cambridge: UNEP-WCMC, IUCN, NGS.
- Urban, M. C. (2015). «Accelerating extinction risk from climate change». Science 348(6.234): 571-573.

- Urbina-Casanova, R., F. Luebert, P. Pliscoff y R. A. Scherson (2016). «Assessing floristic representativeness in the protected areas national system of Chile: Are vegetation types a good surrogate for plant species?». Environmental Conservation 43(3): 199-207.
- Urrutia-Jalabert, R., M. E. González, A. González Reyes, A Lara v R D Garreaud (2018) «Climate variability and forest fires in central and south central Chile». Ecosphere 9(4): e02171.
- Vargas, R., H. Doussoulin, C. Smith-Ramírez, S. Bravo, C. Salas y N. Andrade (2019). «Pathogenicity of the rust, Phraamidium violaceum, to control the invasive plant Rubus ulmifolius on Robinson Crusoe Island, Chile». Australian Plant Pathology 48: 201-208. DOI:10.1007/s13313-019-0615-y.
- Vargas, R., S. Gärtner, M. Álvarez, E. Hagen y A. Reif (2013). «Does restoration help the conservation of the threatened forest of Robinson Crusoe Island? The impact of forest gap attributes on endemic plant species richness and exotic invasions». Biodiversity and Conservation 22(6-7): 1.283-1.300.
- Vargas, R. P., M. González, D. McWethy et al. (2017). «Restauración ecológica post-incendios forestales en La Araucanía Andina». Documento técnico 235. Corporación Nacional Forestal.
- Vargas, R., C, Smith-Ramírez, C, González y M. Fernández (2015). «Reserva de la Biosfera Archipiélago Juan Fernández: endemismo para conservar». En A. Moreira-Muñoz y A. Borsdorf (editores), Reservas de la biosfera de Chile: Laboratorios para la sustentabilidad (pp. 126-143). Santiago: Academia de Ciencias Austriaca, Pontificia Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía.
- Vásquez, J. A., S. Zúñiga, F. Tala, N. Piaget, D. Rodríguez y J. A. Vega (2014). «Economic valuation of kelp forests in northern Chile: Values of goods and services of the ecosystem». Journal of Applied Phycology 26(2): 1.081-1.088
- Venter et al. (2016). «Sixteen years of change in the 343 global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation». Nat. Commun. 7(344): 1-11.

- Verbruggen, A., W. Moomaw y J. Nyboer (2011). «Glossary, Acronyms, Chemical Symbols and Prefixes». En O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer y C. von Stechow (editores), IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vidal, O. J., V. Bauk y M. Kusanovic (2014). «Plan AMA Torres del Paine de restauración ecológica en bosques incendiados de Torres del Paine». Informe Final Convenio AMA y Ministerio de Obras Públicas
- Villagrán, C. y L. F. Hinojosa (1997). «Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico». Revista Chilena de Historia Natural 70(2): 241-267
- Watson, J. E., T. Evans, O. Venter et al. (2018). «The exceptional value of intact forest ecosystems». Nature Ecology & Evolution 2(4): 599.
- Waycott, M., C. M. Duarte, T. J. Carruthers et al. (2009). «Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems». Proceedings of the National Academy of Sciences 106(30): 12.377-12.381.
- WCS, Wildlife Conservation Society (2018). Pasos para la sustentabilidad financiera de las Áreas Marinas Protegidas de Chile. Santiago: Wildlife Conservation Society.
- Westermeier, R., P. Murúa, D. J. Patino, L. Muñoz y D. G. Muller (2016). «Holdfast fragmentation of Macrocystis pyrifera (integrifolia morph) and Lessonia berteroana in Atacama (Chile): A novel approach for kelp bed restoration». Journal of Applied Phycology 28(5): 2.969-2.977.
- Wilhelm, T. A., C. R. Sheppard, A. L. Sheppard, C. F. Gaymer, J. Parks, D. Wagner y N. Lewis (2014). «Large marine protected areas-advantages and challenges of going big». Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 24(S2): 24-30.
- Willemen, L., E. G. Drakou, M. B. Dunbar, P. Mayaux y B. N. Egoh (2013). «Safeguarding ecosystem services and livelihoods: Understanding the impact of conservation strategies on benefit flows to society». Ecosystem Services 4: 95-103.

- Williams-Linera, G., C. Álvarez-Aguino, A. Suárez et al. (2011) «Experimental analysis of dryland forest restoration techniques». En A. C. Newton y N. Tejedor (editores), Principles and Practice of Forest Landscape Restoration: Case studies from the drylands of Latin America (pp. 131-181). Gland: IUCN.
- Wilson, E. O. (2016). Half-earth: our planet's fight for life. WW Norton & Company.
- Wittemyer, G., P. Elsen, W. T. Bean, A. C. O. Burton y J. S. Brashares (2008). «Accelerated human population growth at protected area edges». Science 321(5.885): 123-126.
- Woodley, S., B. Bertzky, N. Crawhall et al. (2012). «Meeting Aichi Target 11: What does success look like for protected area systems». Parks 18(1): 23-36.
- Woolsey, S., F. Capelli, T. O. M. Gonser et al. (2007). «A strategy to assess river restoration success». Freshwater Biology 52(4): 752-769.
- Wuerthner, G., E. Crist y T. Butler (editores). (2015). Protecting the wild: Parks and wilderness, the foundation for conservation. Washington D. C.: Island Press.
- WWF, World Wildlife Fund (2012). Territorios Indígenas de Conservación. Aprendizajes desde la práctica en el Sur de Chile. Santiago.
- Wylie, L., A. E. Sutton-Grier y A. Moore (2016). «Keys to successful blue carbon projects: Lessons learned from global case studies». Marine Policy 65: 76-84.
- Zizka, G., M. Schmidt, K. Schulte, P. Novoa, R. Pinto y K. König (2009). «Chilean Bromeliaceae: Diversity, distribution and evaluation of conservation status». Biodiversity and Conservation 18(9): 2.449-2.471.