



MESA  
BIODIVERSIDAD

# Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones





## Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones



COMITÉ  
CIENTÍFICO  
DE CAMBIO  
CLIMÁTICO

### AUTORES

#### Coordinador Biodiversidad

Pablo A. Marquet

#### Autores

Pablo A. Marquet  
Adison Altamirano  
Mary T. K. Arroyo  
Miriam Fernández  
Stefan Gelcich  
Konrad Górski  
Evelyn Habit  
Antonio Lara  
Alejandro Maass  
Aníbal Pauchard  
Patricio Plissock  
Horacio Samaniego  
Cecilia Smith-Ramírez

Editores: Miguelángel Sánchez  
Cartógrafo.cl<sup>SpA</sup>

Corrección de texto: Constanza Valenzuela

Diseño: [www.negro.cl](http://www.negro.cl)

Foto portada: Pablo A. Marquet

#### Citar como:

Marquet P. A., A. Altamirano, M. T. K. Arroyo, M. Fernández, S. Gelcich, K. Górski, E. Habit, A. Lara, A. Maass, A. Pauchard, P. Plissock, H. Samaniego y C. Smith-Ramírez (editores) (2019). *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

La submesa Cambio de Uso del Suelo (CUS) tuvo como objetivo compilar y presentar en un informe la evidencia científica disponible sobre los cambios de uso del suelo y sus impactos en relación con las opciones de mitigación del cambio climático. Esta submesa contó con la participación de más de 30 científicos de diversas áreas de las ciencias ambientales, quienes aportaron a través de un proceso colaborativo a la redacción de este informe.

El trabajo consideró un primer taller el 10 de julio de 2019 en la Universidad Austral de Chile, en Valdivia, con 17 integrantes, para establecer temáticas y escala temporal y espacial. Consideró también la recopilación de evidencia científica en el contexto global y de Chile sobre cambio de uso del suelo y su relación con el cambio climático y su mitigación (247 documentos en total); además de la redacción de aportes individuales asociados a las respectivas áreas de experticia de los participantes. Luego, se elaboró un primer informe consolidado en versión borrador el 22 de julio, que fue revisado por dos revisores externos.

El segundo taller se llevó a cabo el 2 de agosto de 2019 en el Consejo Nacional de Innovación para el Desarrollo (CNID), en Santiago, con 12 integrantes, para la revisión y aprobación del borrador.

El tercer taller se celebró el 19 de agosto de 2019 en la Universidad Austral de Chile, en Valdivia, con nueve integrantes encargados de establecer un instructivo para aportes individuales finales y recomendaciones.

Los coordinadores estuvieron a cargo de los talleres, así como de la elaboración del primer borrador del informe y la consolidación final. La submesa contó además con un profesional que facilitó la ejecución de los talleres, coordinación de los integrantes y la edición de los informes. Cabe destacar que el trabajo y las propuestas de la submesa se hicieron con anterioridad a que el Gobierno sometiera las propuestas de actualización a las NDC a consulta pública el 15 de octubre de 2019.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Francisco Meza y Juan Cacrlos Castilla y a Carlos Zamorano, por su revisión de distintos capítulos de este libro. Se agradece también a Ignacio A. Andueza por su dedicación y apoyo en la coordinación de la submesa y en la edición de del capítulo de cambio de uso de suelo..

Se agradece a la Universidad de Chile, a la Pontificia Universidad Católica de Chile, a la Universidad Austral de Chile y al Consejo Nacional de Innovación para el Desarrollo (CNID), por el apoyo en la organización logística y facilitación de infraestructura para llevar a cabo los talleres de la submesa.

El Comité Científico COP25 agradece al Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, al Ministerio del Medio Ambiente, a la Comisión Económica para América Latina y el Caribe, y a la Unión Europea por el apoyo en distintas etapas del trabajo del Comité, las mesas y submesas.

Los contenidos de este documento 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.



## CONTENIDOS

### **Resumen para los tomadores de decisiones**

#### Capítulo 1

### **Impactos del cambio climático en la biodiversidad y las funciones ecosistémicas en Chile**

#### Capítulo 2

### **Biodiversidad de ecosistemas de agua dulce**

#### Capítulo 3

### **Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de Chile**

#### Capítulo 4

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

#### Capítulo 5

### **Cambio de uso del suelo en Chile: Oportunidades de mitigación ante la emergencia climática**

#### Capítulo 6

### **Datos en biodiversidad: Un informe para COP25**



# Prólogo

Este trabajo representa la consolidación de un esfuerzo de análisis y síntesis que conecta la biodiversidad con el cambio climático en Chile, releva sus impactos y oportunidades de soluciones para la adaptación y la mitigación al calentamiento global en el contexto de las soluciones basadas en la naturaleza o soluciones de la biodiversidad al cambio climático.

Esta actividad se enmarca en el contexto del mandato que recibió el Comité Científico COP25 de poner la evidencia científica al servicio de las políticas públicas y la toma de decisiones y, en particular, apoyar con evidencia científica la Contribución Nacional Determinada, que expresa los compromisos del país en el contexto de mitigación y adaptación al calentamiento global. La Mesa de Biodiversidad, una de las siete mesas que integran el Comité Científico COP25, decidió tras una amplia convocatoria —con más de cien científicos que se mostraron dispuestos a trabajar en ella— dividir el trabajo en temas que se ajustan a áreas reconocidas internacionalmente como relevantes en el contexto de biodiversidad y cambio climático: ecosistemas y funciones ecosistémicas, cambio de uso de suelo, áreas protegidas y restauración, y otras que son de gran importancia para Chile, como los ecosistemas dulceacuícolas, cuyo estado de degradación es alarmante y han sido en gran medida olvidados e invisibilizados. En estos ecosistemas se ve con claridad la complejidad del problema que atraviesa la biodiversidad en Chile, y hace evidente el fuerte impacto que ha tenido sobre la biodiversidad el tipo de desarrollo económico y los marcos legales que lo respaldan e inciden en una gestión ineficiente, la cual hace que los ecosistemas y sus servicios sigan una tendencia a la degradación, lo que afecta su capacidad de mitigar emisiones y contribuir al bienestar de las personas.

Asimismo, incluimos un capítulo sobre pesca y acuicultura con énfasis en los ecosistemas costeros, pues nos pareció importante considerar cómo estas actividades económicas, que se basan directamente en el uso de la biodiversidad, ilustran la complejidad de la gobernanza de recursos comunes y cómo podrían ser afectadas o generar impactos sinérgicos con otros motores de cambio, como es el cambio climático.

Por último, incluimos un capítulo transversal relacionado con la adquisición, curatoría, interoperatividad y uso de los datos de la biodiversidad en un contexto de transformaciones climáticas y otros cambios globales. Los datos de monitoreos y sobre la distribución y funcionamiento de la biodiversidad son esenciales para una gestión adecuada que permita limitar y anticipar impactos no deseados y tomar decisiones informadas.

Los distintos capítulos presentan los trabajos desarrollados en cada una de las submesas. Las metodologías utilizadas fueron reuniones y grupos de trabajo presenciales y virtuales, talleres y encuestas. Estas actividades variaron en intensidad dependiendo de las submesas y dieron origen a un cuerpo de conocimiento que fue complementado con una revisión de la información disponible para Chile en cada ámbito. A partir de ellos, se elaboró un informe que dio origen a cada uno de los capítulos y que, en general, contiene un análisis del contexto o situación global del tema tratado, un análisis de la situación y evidencia científica a nivel nacional, la identificación de brechas y la propuesta de mejoras y políticas públicas. Lo que aquí presentamos debe ser entendido como un esfuerzo de revisión y síntesis de la información, el cual esperamos sirva como punto de partida para posteriores informes que mejoren y construyan sobre lo que aquí les presentamos.

Nuestro objetivo principal es contribuir a mejorar la relación de nuestra sociedad con los ecosistemas, en el seno de los cuales es posible la vida en sociedad. Esto requiere fomentar la sustentabilidad de nuestra actividad social y económica, junto con reconocer que ellas son afectadas y afectan la provisión de servicios ecosistémicos formando lo que se denomina un sistema socioecológico, 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, por un lado, garantizar equidad, justicia y bienestar social; y, por otro, hacer una gestión integral de la biodiversidad. Para esto es fundamental establecer una gobernanza eficiente, eficaz y transparente, que permita cerrar la brecha entre la ciencia y las políticas públicas, minimizando 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. En este contexto, el objetivo fundamental es lograr una administración responsable de la biodiversidad del país.

**Pablo A. Marquet**

Coordinador de la mesa Biodiversidad

Comité Científico COP25

Santiago, noviembre de 2019



**La conservación, manejo y restauración de los ecosistemas y el resguardo de la biodiversidad son las bases para la mantención de servicios ecosistémicos como la regulación climática por medio de la captura y secuestro de carbono, la provisión de agua y la mantención de la fertilidad del suelo. Estos servicios deben ser garantizados por el Estado, ya que son fundamentales para la vida, la habitabilidad de los territorios, los sistemas productivos y el bienestar social.**



# Resumen para los tomadores de decisiones

Durante el año 2019 se presentaron las conclusiones del informe de la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES), órgano equivalente al Panel Intergubernamental acerca del Cambio Climático (IPCC) en el ámbito de la biodiversidad.

El informe señala que la provisión de servicios ecosistémicos ha ido declinando como consecuencia de la alteración global de los sistemas naturales; se estima que el 75% de la superficie terrestre está significativamente alterada, 66% del área oceánica está bajo impactos acumulativos crecientes, y 85% del área de humedales se ha perdido a nivel global. Producto de lo anterior, se ha reducido la productividad en el 23% de la superficie del planeta y la declinación de los insectos polinizadores ha puesto en riesgo un capital valorado entre los US\$ 235.000 millones y US\$ 577.000 millones. Por otro lado, la abundancia de las especies nativas ha declinado globalmente, a un punto tal que se presume que un millón de especies podrían declinar hacia la extinción en las próximas décadas, lo que afectará de manera irreversible la contribución que la naturaleza hace a las personas y servicios ecosistémicos, y socavarán las bases fundamentales sobre las que se sustentan nuestros sistemas socioeconómicos.

El cambio en el uso de la tierra es el principal motor asociado a la actual declinación de la biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos, seguido por la sobreexplotación de animales, plantas y otros organismos. En los ecosistemas marinos, la alteración de hábitats en zonas costeras, la explotación directa de organismos por medio de la pesca, y la creciente actividad de la acuicultura son los principales motores de cambio. En este contexto, el cambio en el clima es particularmente preocupante, por cuanto actúa en forma sinérgica, agrava el impacto de los otros motores de cambio global y potencia la pérdida de biodiversidad y la degradación de los servicios ecosistémicos. Por ello, es prioritario contar con un diagnóstico respecto de la situación de la biodiversidad en el país, las brechas de conocimiento existentes y las prioridades en materia de investigación, gestión y políticas públicas.

Los científicos de la mesa Biodiversidad se dividieron en seis submesas: Áreas Protegidas y Restauración, Biodiversidad en Ecosistemas de Agua Dulce, Biodiversidad y Funciones Ecosistémicas, Datos en Biodiversidad, Cambio en el Uso del Suelo y Pesca y Acuicultura. Este resumen sintetiza el diagnóstico y las recomendaciones de las submesas en el contexto de la emergencia climática, en relación con la situación de la biodiversidad en el país, las brechas de conocimiento existentes y las prioridades en materia de investigación, gestión y políticas públicas.

Las submesas coinciden en cinco grandes recomendaciones para Chile:

- › Crear un Observatorio Nacional de la Biodiversidad o red de sitios donde monitorear y entender mejor la dinámica de los ecosistemas naturales, el impacto del cambio climático sobre ellos y el ciclo del carbono. **Esto permitirá potenciar de mejor manera las soluciones al cambio climático basadas en la biodiversidad.**
- › Extender la actual red de áreas protegidas terrestres y marinas, con el objetivo de proteger los ecosistemas costeros, humedales, y otros deficientemente representados, incluidos aquellos ecosistemas prístinos que poseen grandes cantidades de carbono acumulado en su biomasa y en sus suelos, stock de carbono que representa un patrimonio natural.
- › Organizar una gestión de los recursos y servicios que provee la biodiversidad, como los alimentos y el agua, de una manera integral con una visión ecosistémica y socioecológica que considere a las comunidades.
- › Elaborar un plan nacional de restauración que permita iniciar la restauración de ecosistemas degradados, y generar el conocimiento científico que permita hacerlo de manera eficiente y eficaz.
- › Instaurar en Chile una política de acceso abierto a los datos de biodiversidad, definir estándares, modernizar protocolos y enfatizar en toda la comunidad (científicos, tomadores de decisiones y la ciudadanía en general) la necesidad e importancia del acceso universal a los datos.

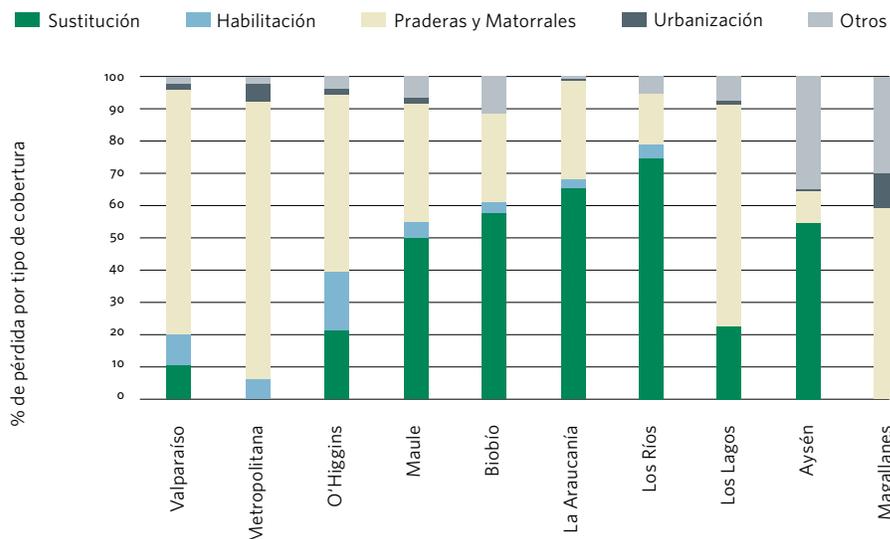


# Cambio de uso de suelo y mitigación

El informe de la submesa Cambio de Uso del Suelo es un esfuerzo colectivo de más de 20 científicos, que reúne la evidencia científica disponible respecto de los efectos del cambio climático desde los sectores del cambio de uso del suelo y la silvicultura (UTCUTS).

La submesa acordó una serie de principios basados en la evidencia científica que debían guiar las recomendaciones para las Contribuciones Determinadas a Nivel Nacional (NDC):

- › Maximizar la captura y secuestro de carbono.
- › Asegurar que cualquier medida o incentivo considere una perspectiva de largo plazo, en que toda captura adicional de carbono se transforme en secuestro (almacenamiento permanente de carbono según la dinámica del ecosistema respectivo).
- › Minimizar las emisiones por pérdidas de cobertura vegetal asociadas a incendios, deforestación, otros cambios de uso de suelo y degradación de bosques, turberas, humedales y otros ecosistemas naturales.
- › Todas las regiones biogeográficas, ecosistemas terrestres, regiones administrativas y actividades del sector UTCUTS debieran aportar, según su potencial, al cumplimiento de las metas climáticas de Chile.
- › Estimar los compromisos (*trade-offs*), impactos negativos esperados de las medidas de NDC (reducción del albedo, provisión de agua, ecosistemas amenazados, biodiversidad, impactos sociales) e incorporar el análisis de ciclo de vida de los productos.



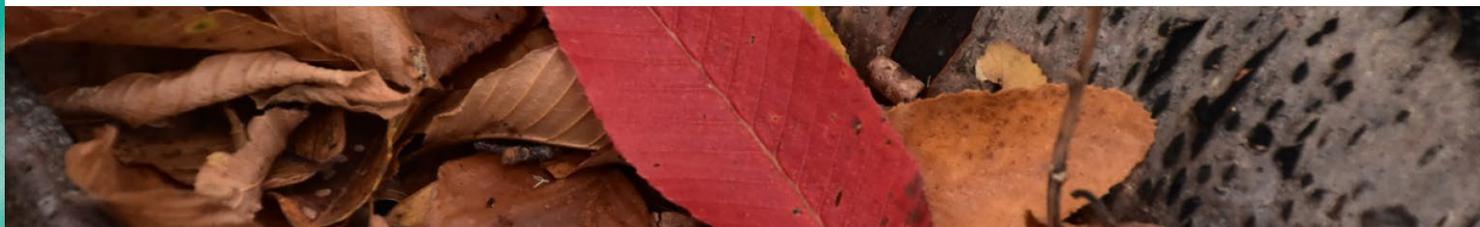
Distribución regional de los principales contribuyentes a la pérdida de bosque nativo en el período 1995-2016. Habilitaciones se refiere a la habilitación de terrenos agrícolas donde antes existía bosque nativo, sustitución se refiere a la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales (Proyecto Monitoreo de cambios y actualizaciones del catastro). La cifra indicada para la región de Biobío incluye la de Ñuble, creada en 2018.



## RECOMENDACIONES

Siguiendo estos principios, las principales recomendaciones para la NDC de Chile consideran:

- › Proteger de manera efectiva los ecosistemas naturales: bosques nativos, turberas, humedales, y otros ecosistemas naturales, así como las plantaciones de especies nativas con una cobertura permanente para la restauración ecológica. **De especial relevancia es la protección de los bosques nativos intactos que no han sido intervenidos o han sido muy poco impactados por la acción antrópica, y los bosques ribereños, los cuales son clave para mantener el servicio ecosistémico de provisión de agua en calidad y cantidad.**
- › Restaurar y manejar los ecosistemas naturales mediante el manejo sustentable del bosque nativo (limitado a renovales) con fines de restauración, y la recuperación de bosques nativos, humedales, turberas degradados mediante restauración ecológica.
- › Minimizar las emisiones por pérdidas de cobertura vegetal a partir de la situación actual: según cifras oficiales y de otras fuentes, se estima que anualmente 60.000 ha a 70.000 ha de bosque nativo se pierden debido a su conversión a otros usos, se ven afectados por incendios o se degradan. **Numerosos estudios muestran la tendencia general a la disminución de la captura (fijación) y secuestro (acumulación) de carbono al reemplazar los bosques nativos por matorrales, praderas o terrenos agrícolas, así como disminuciones al reemplazar o degradar las turberas. Para ello, una medida urgente y de gran relevancia a incluir en las NDC es prohibir las quemadas agrícolas en todas las regiones del país y épocas del año. Además, incluir metas y acciones para mejorar las prácticas agrícolas y de cosecha a tala rasa de las plantaciones, para evitar la erosión del suelo.**
- › Conservar los humedales, en que destacan las turberas en Magallanes y Aysén, los bofedales de gran relevancia en la zona altiplánica entre las regiones de Arica y Paríacota y Coquimbo, vegas, humedales de juncáceas y ciperáceas, bosques pantanosos y hualves. **Estos ecosistemas, además de constituir importantes reservorios de carbono, contribuyen a mantener los flujos de agua y son hábitat de una fauna diversa muy particular. Por lo tanto, se recomienda incorporar a las NDC su protección para poner fin a su intervención, degradación y conversión a otros usos del suelo.**
- › A partir de lo anterior, se elaboraron propuestas de medidas específicas para las NDC en tres ámbitos:
  - a. **Protección y recuperación:** Perfeccionar el manejo de las plantaciones forestales y paisajes dominados por ellas, y tomar otras medidas con el objetivo de reducir las tasas de ocurrencia de incendios (principal causa de emisiones del sector UTCUTS) a un promedio de 60.000 ha anuales para la década 2020-2030, para cada uso del suelo en las diferentes regiones y para el total.
  - b. **Fomento:** Diseñar e implementar un Plan de Restauración y Conservación de Ecosistemas (2025-2055), con expresión espacial a escala comunal y un presupuesto anual de al menos US\$ 250 millones con un crecimiento de 5% anual, con prioridad en los propietarios de menores recursos, y avanzar en corregir las inequidades en el medio rural.
  - c. **Conocimiento:** Chile se compromete a 2025 a constituir por medio de Conaf un panel de expertos en el cual participe el coordinador del equipo del Instituto Forestal a cargo del sector UTCUTS del Inventario Nacional de GEI, además de especialistas de diferentes instituciones gubernamentales, académicas, consultores y organizaciones de la sociedad civil.

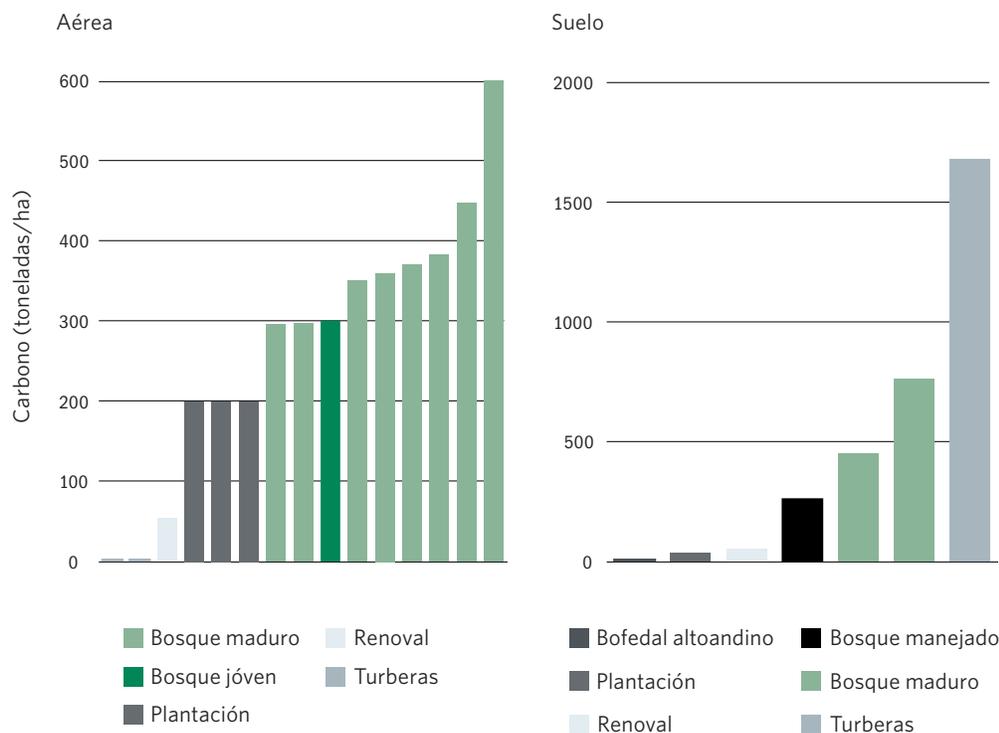


## Ecosistemas y funciones ecosistémicas

En Chile, si bien la investigación sobre los efectos del cambio climático en los ecosistemas y biodiversidad es aún escasa, existe evidencia que nos permite concluir que los cambios ya han empezado y contamos con modelos predictivos de los cambios esperados con el correr de este siglo. Por ejemplo, en el desierto costero del extremo norte del país se han registrado largos períodos sin floración y una gran mortalidad de cactáceas. El bosque esclerófilo interior de Chile central muestra los primeros indicios de desertificación producto de la megasequía. Para las aves, hay evidencia de cambios de distribución en varias especies y del tiempo de residencia en el sur del país. En la Patagonia argentina que colinda con Chile, se han registrado las primeras señales de un avance de la línea arbórea en la cordillera. El modelamiento bajo diferentes escenarios de emisiones de CO<sub>2</sub> muestra que, si la temperatura global continúa aumentando y las precipitaciones disminuyendo en gran parte del país, el paisaje chileno será muy diferente al actual, con grandes cambios en la distribución de los ecosistemas y las especies nativas y exóticas.

Respecto de los polinizadores, los escenarios sugieren cambios complejos y sinérgicos debido a la interacción de factores múltiples, incluyendo cambios en la fenología, desacoples entre polinizadores y las plantas que estos polinizan y un efecto poco entendido sobre la regeneración de las especies vegetales, lo que en un círculo vicioso afectará nuevamente a los polinizadores. Por otro lado, cambios en el ciclo del carbono, sobre todo en el tiempo de residencia y secuestro, pueden verse potenciados por las interacciones del cambio climático con otros forzantes como el cambio de uso de suelo y la pérdida de biodiversidad.

El cambio climático y el cambio de uso de suelo sugieren escenarios preocupantes sobre la dinámica de los incendios, que si bien son en su mayoría causados por el ser humano, las condiciones del paisaje promueven que sean cada vez más frecuentes e intensos, lo que tiene impactos ecológicos y socioeconómicos múltiples. En particular, la expansión de las especies invasoras, facilitada por los incendios forestales, podría tener impactos negativos en la biodiversidad y podrían cambiar la dinámica de las comunidades microbianas del suelo, con consecuencias sobre el ciclo del carbono. Por otra parte, el cambio climático podría promover el establecimiento de plagas agrícolas nuevas o aumentar los daños causados por organismos exóticos o nativos ya presentes. Si bien hay evidencia de efectos directos e indirectos del cambio climático en los ecosistemas de Chile, hay grandes brechas de conocimiento debido a una falta de estudios de largo plazo y la corta duración de los proyectos de investigación, entre otras.



Diferencias en los reservorios de carbono en distintos ecosistemas de Chile y plantaciones de especies exóticas. Izquierda: Valores de carbono en toneladas por hectárea medido en la biomasa aérea. Derecha: valores de carbono en toneladas por hectárea medido en el suelo a 5-20 cm de profundidad. Los valores se presentan transformados en escala logarítmica base 10 para facilitar la comparación.

## RECOMENDACIONES

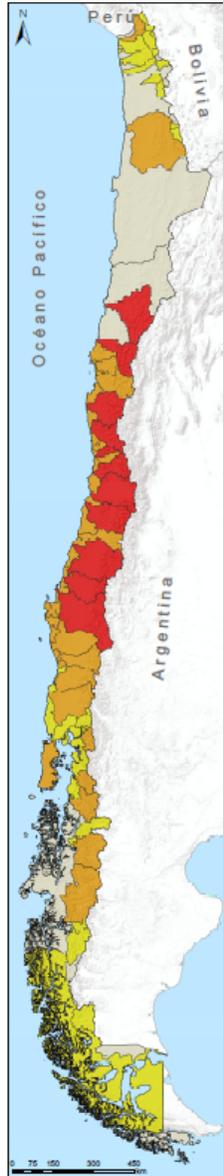
- › Crear un Observatorio Nacional de la Biodiversidad y Ecosistemas. En el escenario actual de cambio climático, es urgente que Chile cuente con un programa de monitoreo y medición sistemática del estado de los ecosistemas a escala local y regional para anticipar, mitigar o reparar impactos negativos sobre la biodiversidad del cambio climático y uso de del suelo. Además, es necesario conocer la capacidad de los ecosistemas y las áreas restauradas para conservar la biodiversidad y capturar y almacenar carbono en el largo plazo. Para avanzar con rapidez, en una primera fase es recomendable fortalecer e incrementar los esfuerzos ya invertidos en el registro de largo plazo de variables socioambientales en el país a través de la Red Chilena de Estudios Socio-ecológicos de Largo Plazo (LTSER).
- › Asegurar el acceso a la información sobre biodiversidad y plataformas digitales. El modelamiento de la biodiversidad bajo escenarios de cambio climático, así como el entendimiento de la dinámica de los ecosistemas, depende de la disponibilidad de bases de datos georreferenciados de biodiversidad. Mucha de la información sobre biodiversidad en Chile no está fácilmente disponible para su uso en investigación o predicción de escenarios futuros, ya sea porque no está digitalizada o, si está digitalizada, no está disponible de forma pública. En el ámbito de los suelos la situación es similar. La amplia base de datos de series de suelo del país con ortofotos a escala 1:20.000 no es fácilmente disponible para los científicos, ya que se deben adquirir a un alto costo. Sin duda, las restricciones al uso de la información debilitan las posibilidades de modelamiento y predicción, además de causar duplicidad de esfuerzos, lo que produce costos económicos y limita el avance de la ciencia en Chile. En particular, el país tiene una deuda muy grande con las instituciones que cuidan las colecciones biológicas, con escasos o nulos recursos aportados por el Estado. La información de las colecciones biológicas debe estar disponible en línea, e ingresada en plataformas globales como el Global Biodiversity Information Facility (GBIF).



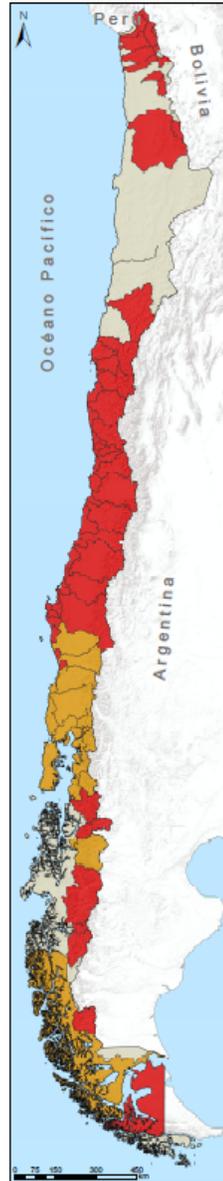
## Biodiversidad de ecosistemas de agua dulce

Los ecosistemas de agua dulce o humedales presentan una enorme diversidad en Chile, desde bofedales, vegas y salares en el norte a bosques pantanosos o hualves, ñadis y turberas en el sur, incluyendo lagos, lagunas, pantanos, ríos, esteros y arroyos, entre otros. Todos ellos tienen en común contar con un cuerpo de agua permanente o intermitente embebido en una matriz terrestre, de la cual depende su estado y calidad, la cuenca hidrográfica. La biodiversidad de estos ecosistemas es desproporcionadamente alta respecto de otros ecosistemas, si consideramos que su superficie cubre menos del 1% del planeta. A nivel mundial, el 50% de los cauces de ríos han sido alterados y el 80% de la superficie de humedales se ha perdido. De manera similar, los ecosistemas de agua dulce de Chile y su biota se encuentran severamente alterados o amenazados, sobre todo en la zona norte y mediterránea del país. En estos ambientes ya se han registrado extinciones de especies (como el pez endémico *Diplomystes chilensis*), así como el colapso de un ecosistema lacustre (laguna de Aculeo). Cuenas completas como las de los ríos Petorca y Aconcagua ya casi no albergan especies de vertebrados nativos dulceacuícolas, debido a las malas prácticas de gestión del recurso hídrico y a la inexistente gestión integrada de cuencas hidrográficas.

### Presiones Antrópicas



### Vulnerabilidad al cambio climático



Presiones antrópicas y vulnerabilidad al cambio climático de los ecosistemas de agua dulce del país.

#### Información base

○ Cuencas hidrográficas

#### Presiones Antrópicas

● 9 - 15

● 16 - 21

● 22 - 27

#### Vulnerabilidad al cambio climático

● Medio

● Grave



## RECOMENDACIONES

### Medidas de conservación y restauración

- › Evitar la pérdida de humedales, dado que ello tiene un costo mucho menor en comparación con la restauración de humedales degradados. La protección de estos ecosistemas de agua dulce es prioritaria no solo como medida de mitigación al cambio climático, sino también como medida de adaptación.
- › Proteger los humedales utilizando como límites geográficos sus cuencas hidrográficas. Cuando esto no sea posible, la cuenca debe contar con un manejo apropiado para lograr los objetivos de protección del ecosistema de agua dulce.
- › Priorizar los humedales captadores de carbono en categorías vulnerables, críticos y refugios climáticos.
- › Priorizar la conservación de turberas y bofedales como ecosistemas naturales claves en la mitigación del cambio climático.
- › Mantener o restaurar el caudal natural de los ríos, ya que estos transportan cantidades significativas de carbono al océano, el cual tiene una alta capacidad de secuestro.
- › Crear una cartera de humedales que representen bancos de compensación, con baja vulnerabilidad y alta adaptabilidad al cambio climático.
- › Diseñar acciones e incentivos para los propietarios de tierra o derechos de agua, los que les permitan mantener y restaurar hábitats críticos que conecten áreas de protección o que mantengan servicios ambientales.

### Medidas asociadas a caudales ecológicos

- › Disponer de un mecanismo para el establecimiento de caudales ecológicos en los ríos y esteros de Chile ajustando los derechos constituidos a las nuevas disponibilidades de caudal y a los requerimientos para el mantenimiento o la recuperación de la biodiversidad.
- › Aplicar el caudal mínimo ecológico a todos los derechos de agua, no solo a los nuevos.

### Medidas asociadas a los derechos de aprovechamiento de agua

- › Permitir el solicitar derechos de agua para fines de conservación, sin que se deba pagar patente por no uso.
- › Fijar el uso ecosistémico del agua como uso prioritario.

### Medidas de gestión y asociadas al SEIA

- › Contar con gestión integrada a nivel de cuenca hidrográfica como instrumento de gestión ambiental.
- › Considerar la biodiversidad en la planificación territorial en el contexto de la adaptación al cambio climático.
- › Reformar la legislación tributaria para incentivar «donaciones verdes», que incluya ecosistemas de agua dulce.
- › Exigir responsabilidad legal de las personas (consultoras y titulares) que desarrollan las líneas de bases con las cuales se toman decisiones en el país a través del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA).
- › Validar, organizar y mantener actualizada la información que se genera a través del SEIA, tanto por medio de las líneas de base como de los programas de seguimiento de las RCA.
- › Los nuevos embalses que ingresen al sistema de evaluación ambiental, así como los existentes, deben incluir planes de monitoreo obligatorios de su dinámica de carbono a largo plazo, así como biomonitoreo.



#### **Medidas asociadas a la información y monitoreo**

- › Generar un sistema nacional de monitoreo participativo de la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce de Chile.
- › Contar con una política pública dirigida a completar inventarios de la biodiversidad de agua dulce, identificar los principales procesos que sustentan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, su rol como secuestradores de carbono y los mecanismos de adaptación de la biodiversidad al cambio climático.
- › Incluir el monitoreo biológico obligatorio en las normas de calidad secundaria del agua.
- › Aumentar la velocidad de adquisición de información para inventarios de biodiversidad acuática a través del biomonitoreo basado en ADN ambiental.

#### **Medidas de reducción del estrés no climático**

- › Minimizar el cambio del uso del suelo.
- › Erradicar, controlar y minimizar el riesgo de ingreso y dispersión de especies exóticas invasoras.
- › Reducir la fragmentación física de ecosistemas fluviales.
- › Reducir la regulación de caudales.
- › Reducir la contaminación de los ecosistemas de agua dulce.

#### **Gobernanza**

- › La gobernanza de la biodiversidad en un contexto de cambio climático debe ser participativa, considerar la opinión de expertos y el conocimiento ciudadano, dar reglas especiales para los grupos vulnerables y, además, ser adaptativa.
- › Explorar el otorgamiento de personalidad jurídica a los ríos con el fin de justificar y facilitar su conservación y gestión óptima, incorporando el conocimiento local y de los pueblos originarios a la gestión de estos ecosistemas.



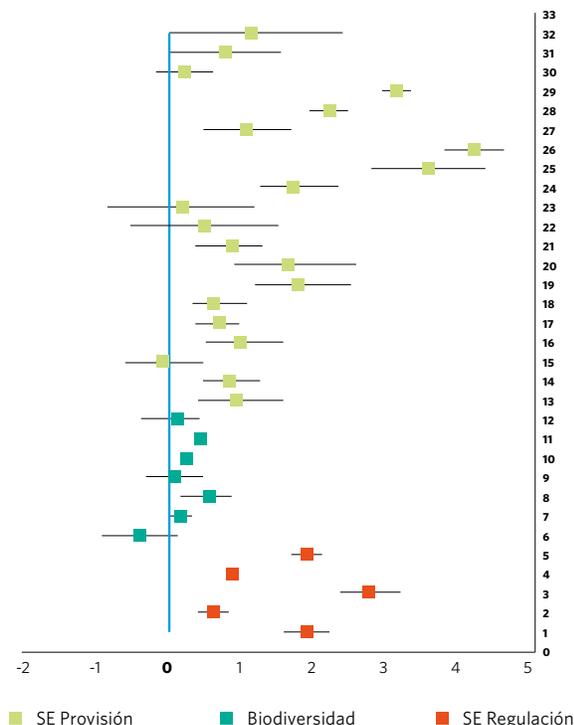
## Submesa pesca y acuicultura costera

La sobreexplotación pesquera es reconocida como un problema ambiental y socioeconómico prioritario que ha reducido la biodiversidad y modificado el funcionamiento de los ecosistemas marinos costeros.

Existe consenso en la importancia de fortalecer, evaluar e implementar mecanismos de manejo ecosistémico, el que incluye las interacciones entre los componentes del ecosistema y sus múltiples servicios, los humanos —incluyendo las comunidades y los tomadores de decisiones— y los impactos acumulativos de múltiples actividades, promoviendo tanto la conservación como el uso sostenible de recursos.

Chile ha adoptado un modelo de manejo de sus recursos costeros bentónico innovador, que ha permitido resolver el problema de gobernanza que crea el acceso a un recurso común (conocido como el «problema de los comunes») por medio de la implementación de las llamadas áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB). La gestión pesquera avanzó después hacia el manejo de las zonas de libre acceso mediante la ley que crea los planes de manejo pesquero, que permiten la gestión de diferentes pesquerías tanto bentónicas como pelágicas y demersales.

En Chile, el modelo de gobernanza en la administración de los recursos pesqueros ha experimentado importantes transformaciones, y existen elementos del enfoque ecosistémico que se están aplicando. En lo que sigue, proponemos recomendaciones para asegurar la implementación efectiva del manejo ecosistémico a través de modificaciones del modelo institucional existente en Chile. La piedra angular son las políticas pesqueras de áreas de manejo de explotación de recursos bentónicos y de los planes de manejo pesquero.



Relación de respuesta de cada servicio ecosistémico (provisión, regulación y biodiversidad) para la sub-muestra de estudios que cuantificaron la provisión de servicios dentro y fuera de la AMERB (n = 13). Los resultados sugieren que las AMERB en general incrementan la provisión de servicios ecosistémicos y pueden desempeñar un papel importante en la creación de condiciones sociales y ecológicas propicias para el co-manejo de múltiples servicios ecosistémicos marinos.

## RECOMENDACIONES

### Áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos

- › Fortalecer la implementación correcta del modelo AMERB para potenciar los múltiples servicios ecosistémicos que entregan. La evidencia científica señala que las áreas de manejo tienen el potencial de sustentar la biodiversidad marina y todas las diferentes tipologías de servicios de los ecosistemas cuando se aplican de manera adecuada. Sin embargo, la sola existencia de la política de área de manejo no garantiza la prestación sustentable de servicios ecosistémicos. Esto dependerá de la forma en que la política continúe siendo implementada, operacionalizada, aplicada y adaptada a los nuevos desafíos planteados por los mercados y los distintos forzantes del cambio global como es el cambio climático y la acidificación del océano. Es clave apoyar a comunidades locales de pescadores en el cuidado de las áreas que administran, además de crear capacidades para el desarrollo de nuevas iniciativas de negocios asociadas a los múltiples servicios ecosistémicos que proveen las áreas. Muchas AMERB han fallado o podrían fallar en su implementación cuando se enfrentan a forzantes del cambio global, porque no entendemos lo suficiente las condiciones socioeconómicas locales y las teleconexiones a escala global, que permiten una adaptación exitosa de la política de áreas de manejo. Un modelo interesante que hoy se encuentra bajo consideración y análisis —ya que podría incrementar el potencial de las áreas de manejo en términos de conservación de la biodiversidad— se refiere al establecimiento de las zonas no extractivas (de veda) dentro de una porción de estas. Estudios iniciales de casos pilotos para probar esta alternativa se han desarrollado con resultados preliminares prometedores, sin embargo, es importante investigar las formas en que el modelo puede ser institucionalizado, así como los modelos de negocios asociados a los servicios ecosistémicos que producen estas áreas.

### Planes de manejo

La implementación de los planes de manejo por parte de los Comités de Manejo ha sido estudiada por varios autores mediante una evaluación temprana llevada a cabo por entrevistas, talleres individuales y síntesis de actas e informes existentes.

Se han identificado los principales desafíos para la correcta implementación de la política de la Ley General de Pesca y Acuicultura, orientada al manejo ecosistémico, para lo cual se llegó a las siguientes recomendaciones:

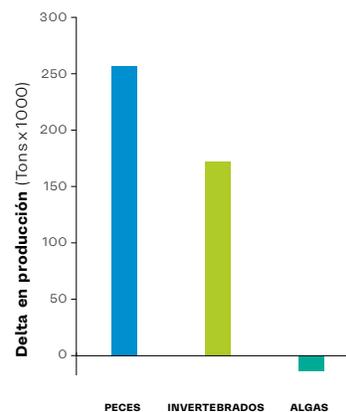
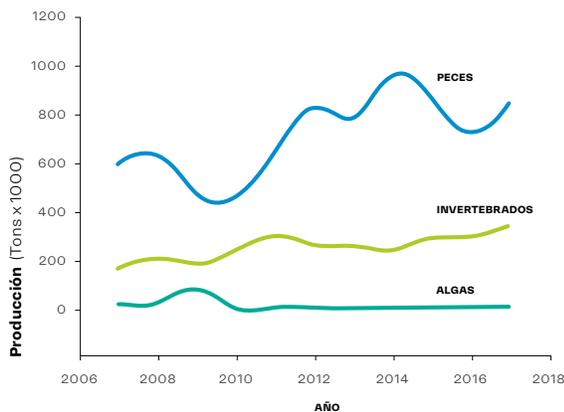
- › Instalar correctamente el nuevo modelo institucional, lo que requiere generar confianza entre los actores y asegurar los recursos presupuestarios y capacidades humanas necesarias.
- › Incorporar plenamente el enfoque ecosistémico a dicho modelo, lo que requiere participación y representatividad adecuada de los actores y mejores procesos de producción e integración de conocimiento científico, burocrático y local.
- › Otorgar mayor acceso a la información a todos los actores interesados en el plan de manejo, y adoptar mejores prácticas de transparencia y en general procesos de estandarización y mejoras de acceso a la información de relevancia.
- › Asignar recursos presupuestarios y capacidades humanas suficientes para que las autoridades pesqueras puedan asumir de manera adecuada el rol que le asigna el nuevo modelo.
- › Asegurar que los actores privados cuenten con medios e incentivos suficientes para participar en los comités científicos y de manejo.
- › Asegurar la participación y adecuada representatividad de todos los actores claves en los comités de manejo pesqueros, composición que debería poder variar de un comité a otro.
- › Asegurar que los comités de manejo puedan generar conocimientos en forma autónoma, en particular en materias económicas y sociales, potenciando el rol de la unidad de análisis sectorial de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, como también la posibilidad de integrar distintos tipos de conocimientos en el proceso de elaboración, implementación y revisión de los planes de manejo pesqueros.

## Acuicultura

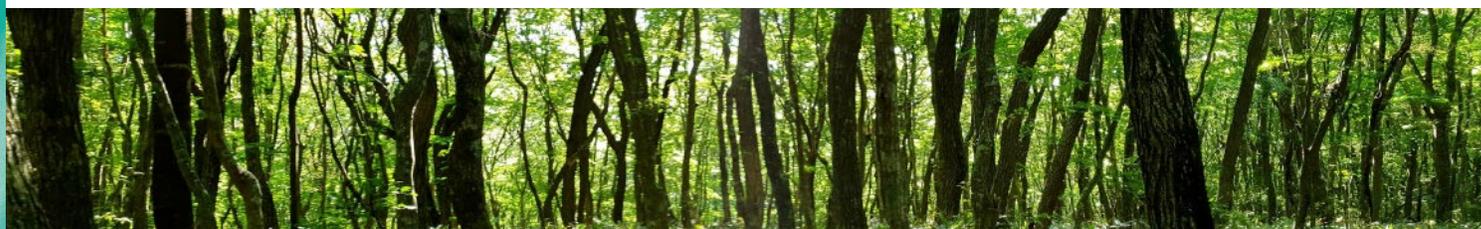
Respecto de la acuicultura, la evidencia disponible señala que la salmonicultura genera importantes impactos ambientales locales sobre la biodiversidad, por ejemplo, debajo las instalaciones de producción. No obstante, los efectos a mayor escala espacial y la acumulación de efectos en el tiempo no han sido debidamente documentados. Otras actividades de acuicultura (por ejemplo, la producción de mejillones y algas) han recibido menor atención. Para el cultivo de algas en condiciones suspendidas se han indicado leves efectos ambientales, pero es necesario evaluar otras variables que no están contempladas en las actuales regulaciones.

Conocer las reales y complejas interacciones de la acuicultura como un conjunto sobre los ecosistemas costeros es un gran desafío que es necesario enfrentar a la brevedad. Para ello se hacen las siguientes recomendaciones:

- › Instalar un sistema de monitoreo biológico, ambiental y productivo, con bases de datos abiertas y transparentes para generar un sistema de alertas tempranas.
- › Mantener un sistema de regulaciones adaptativo, abierto a cambios de acuerdo con la información científica y técnica que se vaya generando.
- › Considerar en las regulaciones de las diferentes actividades de acuicultura (salmones, mejillones, algas) las variables distintivas que consideren cómo estas interactúan con el ambiente; al mismo tiempo, entregar un marco de evaluación del ecosistema más allá de los efectos de las zonas licenciadas, toda vez que muchos impactos abarcan efectos en zonas espacialmente más grandes.
- › Generar modelos matemáticos con el fin de contextualizar los hallazgos científicos particulares y poder generar marcos predictivos para la región.
- › Desarrollar modelos productivos que mitiguen los impactos ambientales y tengan más capacidad de adaptación a las condiciones que el cambio climático impondrá a la acuicultura en la costa de Chile.



Izquierda: Desembarque de peces, invertebrados y algas producidas por prácticas de acuicultura en Chile durante la última década (2008-2017). Derecha: Cambio en el nivel de producción para peces, invertebrados y algas durante la última década.



## Áreas protegidas y restauración

Actualmente se reconoce en la creación y manejo adecuado de las áreas protegidas un elemento muy importante de mitigación del cambio climático y conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos. Un sistema de áreas protegidas bien gestionado puede asegurar la biodiversidad y promover de esta manera 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 y la provisión de alimento. Además, representan un importante sumidero de carbono y contribuyen a la mitigación de emisiones.

En cuanto a áreas protegidas, el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE) cubre el 20,2% de la superficie del país. La distribución espacial de este porcentaje, sin embargo, no es adecuada, ya que las ecorregiones, ecosistemas nacionales, sus funciones y especies no se encuentran adecuadamente protegidos. 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 especialmente vulnerables, ya que las áreas protegidas cubren menos del 3% de su superficie, mientras que es en ellos donde se concentra la mayor parte de la población del país y donde existen perturbaciones antrópicas recurrentes de gran magnitud asociadas a incendios. Lo mismo es válido para las comunidades de lomas costeras en el norte de Chile, la biodiversidad asociada a los cursos de ríos presentes en la zona mediterránea de Chile y a una de las áreas más amenazadas de Chile, como son los bosques costeros remanentes desde el Maule a Chiloé.

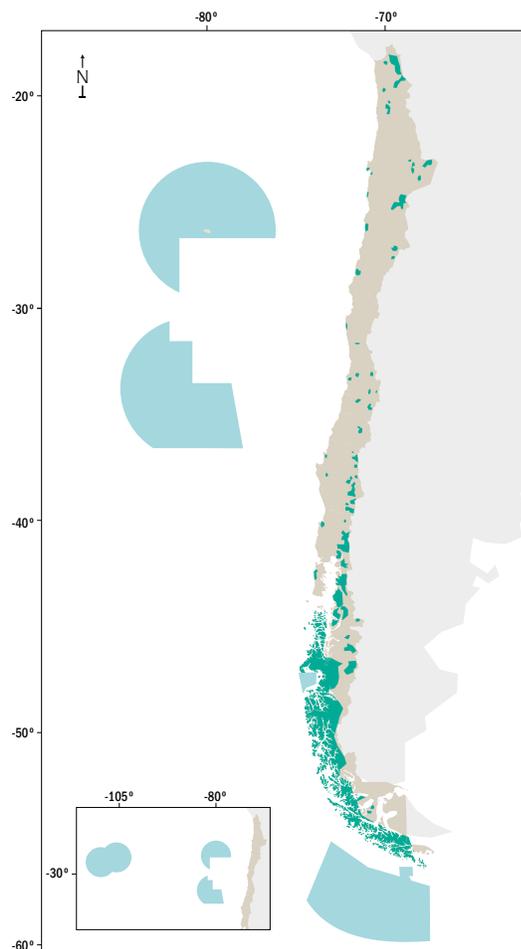
Actualmente el 43% de la zona económica exclusiva de Chile está protegida, y el 23% bajo una figura de alta protección (parque marino). Lo mismo que en el caso de los ecosistemas terrestres, las ecorregiones más despobladas y aisladas muestran mayores niveles de protección. En contraste, el resto de las ecorregiones costeras de Chile continental (primeras 30 millas de la costa) muestran un nivel de protección promedio menor al 0,5%, y es en estas zonas donde opera la mayoría de la flota pesquera nacional, lo 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, que representan ecosistemas de alta biodiversidad, productividad y secuestro de carbono. Por otro lado, el gran ecosistema marino de la corriente de Humboldt cuenta con menos del 0,1% de protección.

Por su parte, 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, todo lo cual redundará, 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, especialmente 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. El año 2014 se creó la Red Nacional de Restauración Ecológica, la cual surge como respuesta en su mayoría desde el mundo académico. Luego, a raíz de los incendios del 2017, se constituyó el Comité Nacional de Restauración, coordinado por el Ministerio del Medio Ambiente a nivel central y formado por representantes de gobiernos, ONG, comunidades, universidades y empresas. 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.

En los ambientes marinos de Chile casi 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 altamente degradados. 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.

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. A este respecto, 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.



Distribución de las áreas protegidas terrestres y marinas en Chile. Se aprecia la falta de áreas protegidas en la costa y humedales costeros, así como en la zona central del país.



## RECOMENDACIONES

El análisis de la información analizada y revisada nos permite sugerir una serie de medidas para 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 respecto de los ecosistemas. En general, las acciones aquí señaladas permitirán contribuir a una gobernanza eficiente y efectiva y a crear un *stewardship* de los socioecosistemas del país.

### Áreas protegidas

- › 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 ellas. En la zona terrestre tenemos ecosistemas mediterráneos, cordillera de la Costa, zonas costeras y humedales costeros y sistemas dulceacuícolas en general; en tanto que 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.
- › 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 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.
- › 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.
- › 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 —principalmente de las marinas— y acortar las brechas en gestión y financiamiento.
- › Fomentar la elaboración de planes de manejo y financieros para todas las áreas protegidas. Estos últimos deberían hacer explícito el funcionamiento básico y óptimo para cada área protegida en su entorno particular.
- › 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 su gestión y gobernanza, para que conozcan los beneficios que les proveen las áreas protegidas en términos de servicios ecosistémicos, con el objetivo explícito de promover sustentabilidad y equidad en el acceso a los mismos.
- › Desarrollar convenios con universidades, o centros de investigación que permitan catastrar y cuantificar los servicios ecosistémicos dentro de cada área protegida y su contribución a la mitigación y adaptación al cambio climático. Se considera como una acción clave 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.
- › 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 guarda parques del sistema.
- › 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

- › 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 con el apoyo de los ministerios con competencias ambientales y científicas.
- › 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 muy importante en la adaptación de las especies ante el cambio en el clima. Estos ecosistemas están actualmente muy amenazados por una diversidad de presiones antrópicas tanto directas como indirectas, por lo que se requieren de acciones urgentes.
- › 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.
- › 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.
- › 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.
- › Considerar la actualización la contribución nacional determinada 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 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 que se refleje en un compromiso país que fomente el flujo de recursos para realizar actividades científicas, técnicas, de innovación y gobernanza en el ámbito de la contribución nacional determinada de Chile.

## Datos en biodiversidad

El conocimiento de la biodiversidad no se limita solo a la complejidad inherente a los organismos y su entorno, sino también a la complejidad de los datos que la describen. La expansión de las fronteras del conocimiento ecológico y evolutivo dependerá en gran medida de nuestra capacidad para generar, acceder, integrar y analizar datos de todas las áreas del conocimiento. Además, es necesaria una gestión adecuada de estos datos para crear nuevo conocimiento, profundizar el existente y ponerlo a disposición de la sociedad, para así desarrollar políticas eficaces de protección del medio ambiente.

A nivel mundial, las Metas de Aichi, acordadas en 2011 en la Convención sobre la Diversidad Biológica, reconocen la necesidad de acelerar los esfuerzos para construir la base de conocimientos sobre la situación y tendencias de la biodiversidad. Esto involucra mejorar el conocimiento de los valores de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas, entre otros. A nivel nacional, la Ley 19.300 mandata al país a ejecutar estudios y programas de investigación, protección y conservación de la biodiversidad. Este mandato incluye también el administrar y actualizar una base de datos sobre biodiversidad, de manera de determinar la línea de base ambiental del país. A su vez, la Estrategia Nacional de Biodiversidad (ENB), instrumento de política pública en materia medioambiental, tiene por objetivo guiar la gestión sustentable de la biodiversidad de Chile.

Sin embargo, la gestión y análisis posterior de datos para la biodiversidad mantienen aún muchas brechas. Estas incluyen la carencia de infraestructura, capital humano y la necesidad de crear grupos o capacidades multidisciplinarias que den una visión holística, que permita reconocer y dar valor agregado a los datos de biodiversidad.

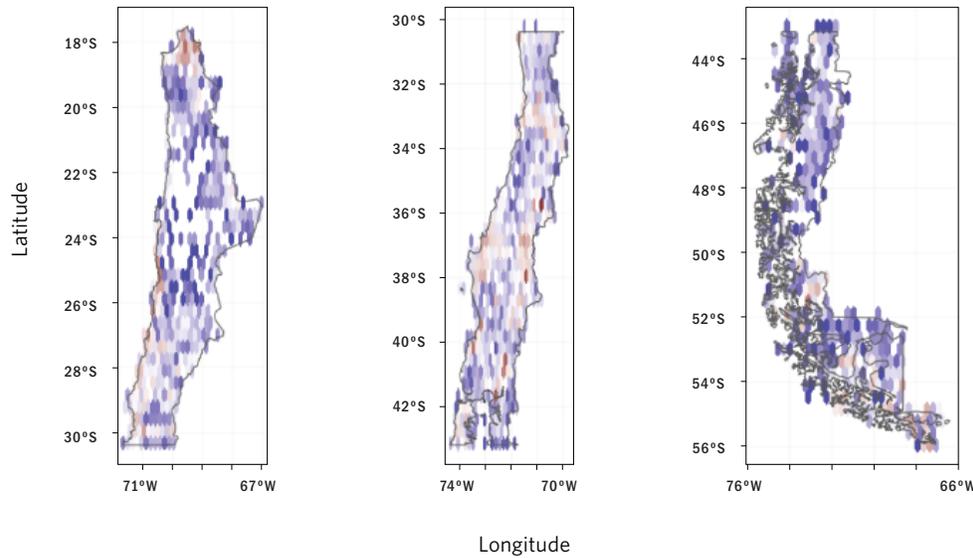
### RECOMENDACIONES

- › Instaurar en Chile una política de acceso abierto a los datos de biodiversidad, definir estándares, modernizar protocolos y enfatizar en toda la comunidad (científicos, tomadores de decisiones y la ciudadanía en general) la necesidad e importancia del acceso universal a los datos que conduzcan a la generación de información en biodiversidad de manera integrada en un mundo cambiante como el actual. Específicamente, establecer una política nacional que haga públicos los datos colectados con fondos del Estado.
- › Fortalecer la limitada conectividad de Chile hacia los servidores internacionales, para facilitar la movilización de grandes volúmenes de información al interior del país y hacia el extranjero. Esta barrera impide tener sistemas robustos de almacenamiento y análisis de la información en repositorios de datos y metadatos, donde puedan ser verificados y replicados.
- › Trabajar a través de protocolos y estándares informáticos que permitan adquirir, integrar, organizar y describir datos de biodiversidad provenientes de múltiples fuentes de conocimiento con datos ambientales, y asegurar su interoperabilidad entre usuarios del ámbito académico, productivo y la sociedad civil. Es importante, además, dar trazabilidad a los algoritmos y flujos de trabajo utilizados en el análisis y visualización de los datos, de manera que puedan ser replicados.
- › En el ámbito de la generación de información, fortalecer los protocolos y programas que permitan incrementar de manera sostenida y ordenada la calidad y cantidad de datos de biodiversidad del país y fortalecer los mecanismos de gestión de colecciones biológicas.
- › Crear programas de infraestructura crítica que, usando tecnologías modernas, permitan dar cuenta de la biodiversidad de Chile. Entre ellas, todas las herramientas genómicas modernas —como sistemas de referencia de *barcoding*, basados en código de barras de ADN para facilitar identificación de especies problemáticas—, sistemas de imágenes satelitales y servidores o centros de cálculo de alto rendimiento.

- › En el ámbito de la generación de recursos humanos especializados, fortalecer la cadena completa de formación de grupos multidisciplinarios que permitan abordar con valor agregado los datos de la biodiversidad. Entre ellos, se puede mencionar a taxónomos, especialistas en colecciones biológicas, especialistas en el análisis e interpretación de imágenes satelitales y datos masivos geográficos, expertos en cálculo de alto rendimiento, especialistas en interoperabilidad de sistemas, ecólogos con formación en análisis de datos e inteligencia artificial, matemáticos e informáticos con formación en modelación del clima y sistemas biológicos (por ejemplo, ecoinformáticos, bioinformáticos y geoinformáticos).

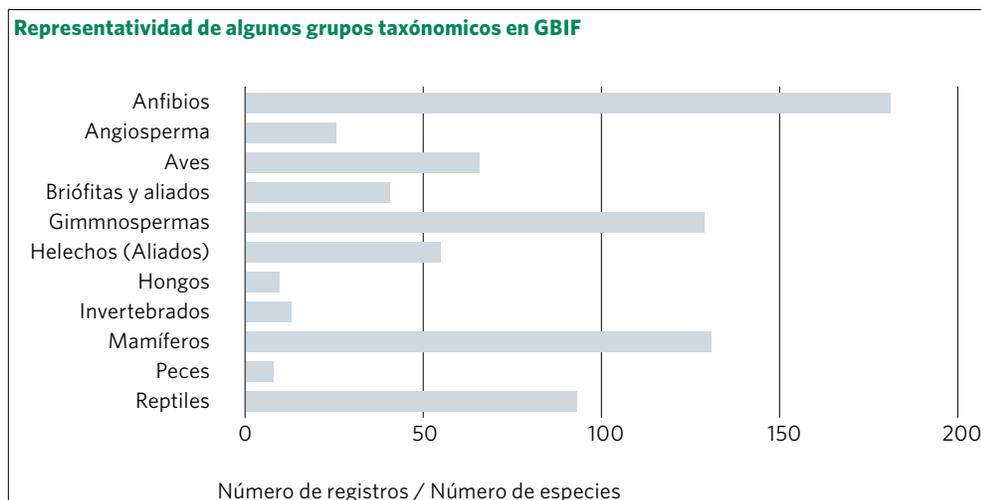
**Distribución espacial del número de registros presentes en Global Biodiversity Information Facility (GBIF)**

Distribución espacial del número de registros presentes en Chile



**Representatividad de algunos grupos taxonómicos en GBIF**

Representatividad de algunos grupos taxonómicos en GBIF



En consideración de estos puntos y del enorme gradiente de latitud y complejidad geográfica de Chile, así como su gran diversidad de climas y de ecosistemas, se justifica la implementación de un observatorio nacional de biodiversidad, cuyos objetivos fundamentales sean monitorear el estado de la biodiversidad y



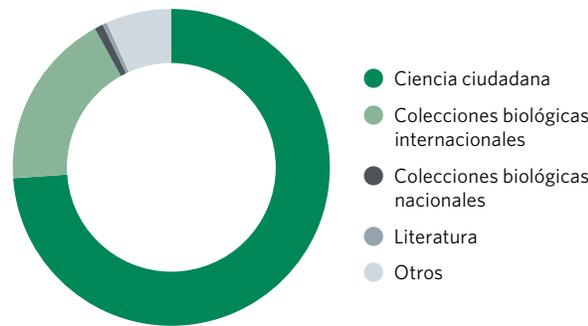
reportarlo a instancias locales, nacionales e internacionales (Convenio sobre la Diversidad Biológica) y predecir escenarios futuros para la biodiversidad en un marco de cambio climático. Ejemplos de observatorios nacionales de biodiversidad en pleno desarrollo se encuentran en Colombia y China, los que se han acogido al marco de GEO-BON. En ambos casos existe financiamiento nacional e internacional para su implementación, y aunque los directores y contribuidores de datos provienen principalmente de universidades, centros de investigación y servicios públicos, la red nacional es en última instancia coordinada y financiada por el Estado.

Las distintas fases de implementación requieren un compromiso formal y permanente entre las partes con responsables, objetivos, plazos, entregas y financiamiento claros. Tal observatorio nacional deberá reconocer el valor de otros esfuerzos locales y temáticos de biodiversidad (bancos de germoplasma, colecciones botánicas, de animales y hongos, datos satelitales, datos genómicos y de variables abióticas). No obstante, deberá ser capaz de definir variables relevantes a monitorear y predecir con indicadores claros, sistemáticos, científicamente robustos y con estándares y contrapartes internacionales que contribuyan al fin último de indexar, comprender y proteger la biodiversidad mundial y ganar poder de predicción a nivel local.

Además, en vista de la urgencia causada por el cambio climático, se recomienda dar valor particular al desarrollo de capacidades numéricas y de transferencia de tecnología en temas de biodiversidad terrestre, marina y estudio de los océanos, y promover con fuerza la cooperación, con el propósito de compartir de manera justa y equitativa los datos de biodiversidad, en particular genéticos, satelitales y de condiciones de medio ambiente. Se recomienda también el desarrollo de un plan ambicioso de monitoreo que involucre tanto a ambientes terrestres como del océano, que articule todas las capas de integración y análisis de datos discutidas en el informe sobre datos para la biodiversidad y que permita no solo generar índices de salud, sino también entender consecuencias del cambio climático y sus proyecciones.

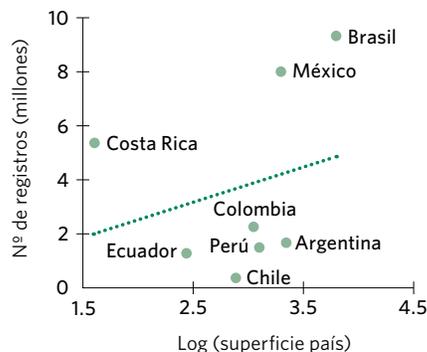
Este plan será una contribución de Chile al entendimiento en tiempo real del estatus del patrimonio común de la humanidad. El Estado de Chile debería hacerse parte de los esfuerzos de la comunidad internacional para salvaguardar la biodiversidad a través de un acuerdo ambicioso, integral, inclusivo, justo y equitativo, lo que determinará en parte la posibilidad de nuestro futuro en la Tierra.

**Fuentes de datos de especies presentes en Chile en GBIF**



Datos de biodiversidad de Chile disponibles hoy en la base global GBIF según fuente de origen

**Número de registros basados en especímenes preservados en colecciones biológicas según país**



Registros de especímenes preservados en colecciones biológicas según país



MESA  
BIODIVERSIDAD

**Biodiversidad  
y cambio climático en Chile:**  
Evidencia científica  
para la toma de decisiones

Capítulo 1

# **Impactos del cambio climático en la biodiversidad y las funciones ecosistémicas en Chile**



# Capítulo 1

## Impactos del cambio climático en la biodiversidad y las funciones ecosistémicas en Chile



COMITÉ  
CIENTÍFICO  

---

DE CAMBIO  
CLIMÁTICO

### AUTORES

#### Coordinadores

Mary T. K. Arroyo<sup>1,2</sup> y Aníbal Pauchard<sup>3,2</sup>

#### Coautores

Diego Alarcón<sup>3</sup>, Juan Armesto<sup>4,2</sup>, Francisco Bozinovic<sup>4,5</sup>, Ramiro Bustamante<sup>1,2</sup>, Cristián Echeverría<sup>3,6</sup>, Sergio A. Estay<sup>7,5</sup>, Rafael A. García<sup>3,2</sup>, Aurora Gaxiola<sup>4,5</sup>, Marcelo Miranda<sup>4,5</sup>, Patricio Pliscoff<sup>4</sup>, Daniel Rozas<sup>8</sup>, Christian Salas-Eljatib<sup>9,10</sup>, Ricardo Rozzi<sup>11,2</sup>

- 1 Universidad de Chile
- 2 Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB)
- 3 Universidad de Concepción
- 4 Pontificia Universidad Católica de Chile
- 5 Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES)
- 6 Núcleo Milenio Centro para el Impacto Socioeconómico de las Políticas Ambientales (CESIEP)
- 7 Universidad Austral de Chile
- 8 Universidad Católica de Temuco
- 9 Universidad Mayor
- 10 Centro de Modelación y Monitoreo de Ecosistemas (CEM)
- 11 University of North Texas (UNT)

#### Colaboradores

Cristián Bonacic, Olga Barbosa, Angélica Casanova, Juan Luis Celis, Liza Andrea Fonseca Roa, Francisco Javier Matus, Sharon Rodríguez, Elke Schüttler, Francisco A. Squeo, Cristiane Silva de Carvalho, Cecilia Smith-Ramírez

Edición: Miguelángel Sánchez

Corrección de texto: Constanza Valenzuela

Diseño: [www.negro.cl](http://www.negro.cl)

Foto portada: Brotes de *Araucaria araucana* en árboles afectados por el incendio del año 2015 en la Reserva Nacional China Muerta. A. Pauchard.

#### Citar como:

Arroyo, M. T. K., A. Pauchard, D. Alarcón, J. Armesto, F. Bozinovic, R. Bustamante, C. Echeverría, S. A. Estay, R. A. García, A. Gaxiola, M. Miranda, P. Pliscoff, D. Rozas, C. Salas-Eljatib y R. Rozzi (2019). «Impactos del cambio climático en la biodiversidad y las funciones ecosistémicas 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

El proceso de elaboración de este documento buscó recoger la opinión y experiencia de expertos en el ámbito académico, así como de investigadores independientes, profesionales de servicios públicos y ONG dedicados al manejo de información para la biodiversidad, junto con emprendedores privados asociados a la temática. Se desarrolló una primera reunión en el Centro de Modelamiento Matemático de la Universidad de Chile, instancia en la que se organizaron grupos de trabajo por subtemáticas. Estos grupos trabajaron de manera independiente para producir las secciones del documento que fue finalmente revisado, complementado y consolidado por los coordinadores.

## AGRADECIMIENTOS

Estamos muy agradecidos por el permiso de usar las imágenes de varias personas. Mary T. K. Arroyo y Aníbal Pauchard agradecen al proyecto Conicyt PIA Apoyo CCTE AFB170008, al Instituto de Ecología y Biodiversidad, y Fondecyt 1180454, que apoyan los ayudantes de sus laboratorios que colaboraron con la organización técnica de este informe. Los coordinadores aprecian la voluntad de las personas que aceptaron nuestra invitación de formar parte del equipo de redacción y agradecen a las personas inscritas en la submesa que contestaron la encuesta original y no solo enviaron comentarios, sino también sugerencias para su incorporación en la versión final del informe.

Los contenidos de este documento 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

<b>Resumen ejecutivo</b> . . . . .	<b>7</b>
<b>Situación global</b> . . . . .	<b>9</b>
<b>Situación local</b> . . . . .	<b>11</b>
Efectos en los ecosistemas y la distribución de las especies. . . . .	13
Efectos en la fenología . . . . .	22
Efectos en los polinizadores. . . . .	23
Carbono y biodiversidad . . . . .	24
Invasiones biológicas . . . . .	26
Plagas agrícolas . . . . .	29
Sinergias con incendios forestales. . . . .	30
Impactos en los servicios ecosistémicos. . . . .	31
<b>Brechas en la información científica:</b>	
<b>Desafíos y recomendaciones de políticas públicas</b> . . . . .	<b>33</b>
Un programa sectorial en biodiversidad y cambio climático . . .	33
Un observatorio nacional de la biodiversidad y ecosistemas. . .	36
Acceso a la información sobre biodiversidad y plataformas digitales . . . . .	38
<b>Referencias</b> . . . . .	<b>39</b>

## FIGURAS

Figura 1. Diversidad de ecosistemas en Chile.....	11
Figura 2. Valores de temperatura media anual y precipitación anual actuales y para dos escenarios de emisiones de CO <sub>2</sub> .....	12
Figura 3. Individuos muertos y vivos de <i>Eulychnia iquiquensis</i> .....	13
Figura 4. Efecto de la megasequía en el follaje de litre ( <i>Lithrea caustica</i> ).....	14
Figura 5. Línea arbórea formada por lenga ( <i>Nothofagus pumilio</i> ).....	15
Figura 6. Tendencias en temperatura y precipitación a la elevación de la línea arbórea.....	15
Figura 7. Primeros registros de chincol ( <i>Zonotrichia capensis</i> ) y zorzal ( <i>Turdus falcklandii</i> ).....	17
Figura 8. Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de algunos ecosistemas de Chile de aquí a los años 2070-2100.....	18 y 19
Figura 9. Área de hábitat para especies de los bosques de <i>Nothofagus</i> .....	20
Figura 10. Cambios en las distribuciones de especies <i>Nothofagus</i> .....	19
Figura 11. Diferencias en los reservorios de carbono en distintos ecosistemas de Chile y plantaciones de especies exóticas.....	24
Figura 12. Cambios en las áreas potenciales de distribución para especies de plantas exóticas bajo cambio climático basado en el modelamiento del nicho climático de las especies.....	27
Figura 13. Larvas de <i>Ormiscodes amphimone</i> alimentándose en plantas jóvenes de lenga ( <i>Nothofagus pumilio</i> ) en la Patagonia.....	30
Figura 14. Número de trabajos en WoS en áreas de ecología relevantes para conocer los impactos del CC en la biodiversidad.....	34



## TABLAS

Tabla 1. Predicciones del IPCC . . . . .	9
Tabla 2. Cambios recientes en la distribución de algunas aves en Chile. . . . .	16
Tabla 3. Especies de plantas con problemas de conservación para regiones administrativas del país donde hay análisis completos. . . . .	20
Tabla 4. Sitios actuales de la Red Chilena de Estudios Socio-Ecológicos de Largo Plazo. . . . .	36

## ANEXOS

Anexo 1: Identificación de las unidades de vegetación mostradas en la Figura 1 . . . . .	50
Anexo 2: Valores referenciales sobre aumentos de temperatura global esperados con diferentes escenarios de emisiones de CO <sub>2</sub> . . . . .	52
Anexo 3: Evidencias sobre cambios de clima en Chile relevantes para sus ecosistemas . . . . .	53
Anexo 4: Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de ecosistemas de Chile a los años 2070-2010 bajo dos escenarios de emisiones de CO <sub>2</sub> . . . . .	54
Anexo 5: Referencias usadas para generar la Figura 11. . . . .	66



## Resumen ejecutivo

El cambio climático es considerado la tercera amenaza global a la biodiversidad después del cambio del uso del suelo, del mar y la explotación directa de las especies. En Chile, si bien todavía la investigación sobre sus efectos en los ecosistemas y biodiversidad es escaso, existe evidencia que nos permite concluir que los cambios ya han empezado y contamos con modelos predictivos de los cambios esperados con el correr de este siglo. Por ejemplo, en el desierto costero del extremo norte del país se han registrado largos períodos sin floración y una gran mortalidad de cactáceas. El bosque esclerófilo interior de Chile Central muestra los primeros indicios de desertificación producto de la megasequía. Para las aves, hay evidencia de cambios de distribución en varias especies y del tiempo de residencia en el sur del país. En la Patagonia argentina que colinda con Chile, se han registrado las primeras señales de un avance de la línea arbórea en la cordillera. El modelamiento bajo diferentes escenarios de emisiones de CO<sub>2</sub> muestra que si la temperatura global continúa aumentando y las precipitaciones continúan disminuyendo en gran parte del país, el paisaje chileno será muy diferente al actual, con grandes cambios en la distribución de los ecosistemas y las especies nativas y exóticas. Respecto de los polinizadores, los escenarios sugieren cambios complejos y sinérgicos debido a la interacción de factores múltiples, incluyendo cambios en la fenología, desacoples entre polinizadores y las plantas que estos polinizan, y un efecto poco entendido sobre la regeneración de las especies vegetales, lo que en un círculo vicioso afectará nuevamente a los polinizadores. Por otro lado, cambios en el ciclo del carbono, sobre todo en el tiempo de residencia y secuestro, pueden verse potenciados por las interacciones del cambio climático con otros forzantes como el cambio de uso de suelo y la pérdida de biodiversidad.

El cambio climático y el cambio de uso de suelo sugieren escenarios preocupantes sobre la dinámica de los incendios, que si bien son en su mayoría causados por el ser humano, las condiciones del paisaje promueven que sean cada vez más frecuentes e intensos, lo que tiene impactos ecológicos y socioeconómicos múltiples. En particular, la expansión de las especies invasoras, facilitada por los incendios forestales, podría tener impactos negativos en la biodiversidad y podrían cambiar la dinámica de las comunidades microbianas del suelo, con consecuencias sobre el ciclo del carbono. Por otra parte, el cambio climático podría promover el establecimiento de plagas agrícolas nuevas o aumentar los daños causados por organismos exóticos o nativos ya presentes. El conocimiento del efecto del cambio climático sobre los servicios ecosistémicos todavía es limitado; la mayor parte de la investigación se ha hecho en torno de la regulación del ciclo hidrológico que tiene consecuencias directas para la sociedad, y hay pocos estudios sobre otros efectos menos evidentes, como la disminución del valor de nuestros paisajes para el turismo y la recreación. Si bien existen evidencias de efectos directos e indirectos del cambio climático en los ecosistemas de Chile, hay grandes brechas de conocimiento debido a una falta de estudios de largo plazo y la corta duración de los proyectos de investigación, entre otras.

Para completar estas brechas, se recomienda que los científicos del país aborden una serie de preguntas científicas de relevancia para sus regiones respectivas. Las preguntas deben abarcar escalas espaciales distintas e incorporar los avances tecnológicos disponibles. Estas preguntas deben formar la base de un programa de investigación sectorial financiado por el Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación de Chile con un horizonte de tiempo mínimo de quince años. Por otra parte, el país debe contar con un programa de monitoreo y medición tanto sistemática como permanente del estado de los ecosistemas a escala local y regional para anticipar, mitigar o reparar impactos negativos del cambio climático sobre la biodiversidad. Se propone que el Ministerio del Medio Ambiente, con la colaboración del Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, cree un observatorio nacional de la biodiversidad y ecosistemas que se relacione con el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas. Dicho observatorio debe ampliar los esfuerzos existentes,



incorporar diversos actores de la sociedad —como los guardaparques—, incorporar el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), en el que hay que mejorar el monitoreo, y sistematizar la información en una plataforma disponible al público.

Por último, urge la búsqueda de un mecanismo para mejorar el acceso a la información sobre la historia de los ecosistemas del país contenida en las colecciones biológicas, producto del esfuerzo de los primeros naturalistas y numerosas expediciones de los siglos pasados.

Evitar grandes efectos del cambio climático en la biodiversidad y los ecosistemas es fundamental para asegurar el bienestar de las chilenas y los chilenos en un mundo altamente impredecible.



## Situación global

La temperatura global ha aumentado en 0,87 °C al comparar los años 2006-2017 con el período 1850-1900, lo que ha tenido efectos colaterales en la precipitación y la variabilidad climática (IPCC, 2018a). El Panel Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES) concluyó que el cambio climático, entendido como el aumento de temperatura, los cambios en la precipitación y la variabilidad del clima, es la tercera amenaza más relevante contra la biodiversidad después de cambios en el uso del suelo, del mar y la explotación de organismos (IPBES, 2019a). Los escenarios a futuro del IPCC (2018b) predicen grandes cambios en la biodiversidad considerando la cantidad de especies que perderán su hábitat y la transformación de un ecosistema a otro, sobre todo si la temperatura global aumentó por sobre 1,5 °C (Tabla 1). Las conclusiones del IPBES e IPCC son preocupantes para la sustentabilidad planetaria, ya que muchas funciones y servicios ecosistémicos dependen directa o indirectamente de la biodiversidad. Las funciones ecosistémicas y los servicios ecosistémicos pueden considerarse como dos lados de la misma moneda. Conceptualmente, la distinción reside en que las funciones tienen valores intrínsecos para la dinámica de los ecosistemas, mientras que los servicios ecosistémicos se definen fundamentalmente desde la perspectiva de los beneficios de las funciones ecosistémicas para las personas (Petter *et al.*, 2013).

	Aumento global de temperatura de 1,5 °C	Aumento global de temperatura de 2,0 °C
Superficie terrestre del planeta afectada por transformaciones de ecosistemas	4 (entre 2% y 7%)	13% (entre 8% y 20%)
<b>Especies que perderán más de la mitad de su rango de distribución</b>		
Insectos	6%	18%
Plantas	8%	16%
Vertebrados	4%	8%

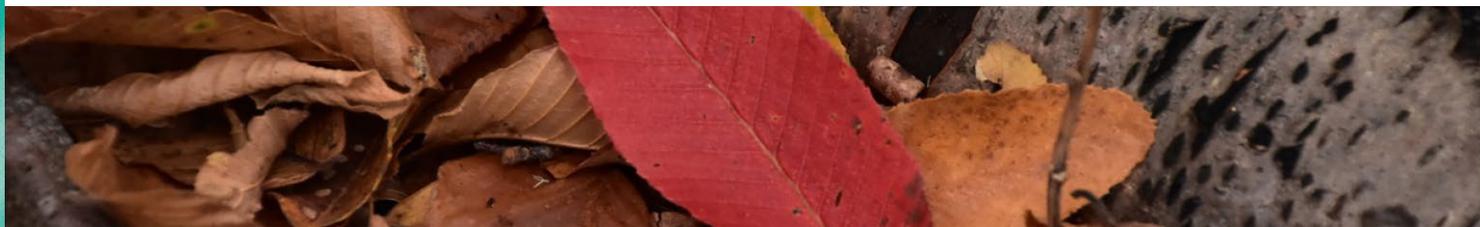
Tabla 1. Predicciones del IPCC.  
Fuente: IPCC (2018b).

El cambio climático puede alterar los procesos fisiológicos de las especies, el comportamiento de los organismos, las interacciones entre especies, la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, y la distribución de las especies en el paisaje. Dichas alteraciones pueden afectar funciones como la captura del carbono y la cantidad almacenada en el suelo, los ciclos de nutrientes, la productividad, la polinización y la resistencia a los patógenos, entre otras (Prober *et al.*, 2012). Adicionalmente, con cambios en la distribución de las especies, el cambio climático puede producir la transformación de los ecosistemas, lo que genera una alta incertidumbre con respecto de la disponibilidad y calidad de los servicios ecosistémicos a nivel local y global. Si bien no son tan obvias como el derretimiento de los glaciares, la escasez de agua y el aumento en el nivel del mar, a nivel global las alteraciones en los ecosistemas y en las funciones ecosistémicas debido al cambio climático podrían tener en el largo plazo consecuencias negativas igual de profundas para el bienestar humano, incluso si a nivel local las consecuencias pudieran ser positivas, como en el caso de mayor productividad a latitudes más altas.

La transformación de ecosistemas es particularmente problemática, ya que podría amenazar algunas funciones ecosistémicas críticas para mitigar la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera. Por ejemplo, se ha propuesto plantar árboles en una superficie de 900 millones de hectáreas para capturar el equivalente del 75% de las emisiones antropogénicas (Bastin *et al.*, 2019). El éxito de esta medida dependería del secuestro real de carbono, es decir, del no convertir los árboles en productos que liberan CO<sub>2</sub> en el corto plazo, como ocurre, por



ejemplo, cuando se quema papel. También se ha propuesto conservar las turberas en su estado actual para no incrementar las concentraciones de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Gallego-Sala *et al.*, 2018). Sin embargo, bajo un escenario en que las emisiones se mantuvieran, los ecosistemas podrían transformarse hasta tal punto que los esfuerzos de mitigación —por ejemplo, establecer más bosques— fracasarían al cambiar las temperaturas o disminuyeran las precipitaciones y la disponibilidad de agua donde se plantaron originalmente. De la misma manera, si las turberas se drenaran frente a la escasez de agua o en el futuro fueran ocupadas por bosques, se liberarían grandes cantidades de carbono (Ise *et al.*, 2008). Consideraciones sobre los procesos ecosistémicos afectados por el cambio climático nos alertan sobre la importancia de entender cómo la biodiversidad, funcionamiento y servicios ecosistémicos responderán a escenarios climáticos dinámicos en el tiempo y en el espacio. Otro aspecto muy crítico es entender las sinergias entre cambio climático y otros forzantes del cambio global, como cambios de uso del suelo, la pérdida de biodiversidad, los cambios en los ciclos de nutrientes y el incremento de especies exóticas invasoras, para así poder tomar medidas de adaptación destinadas a reducir los efectos negativos ocasionados por estos tipos de interacciones.



## Situación local

Chile es un país caracterizado por una gran extensión latitudinal y variación altitudinal. Ello determina una gran variedad de ecosistemas (Figura 1) y, por ende, de servicios ecosistémicos.

La evidencia científica muestra que las huellas del cambio climático en el sur de Sudamérica no son nuevas (Lavergne *et al.*, 2018). Basado en anillos de crecimiento del alerce (*Fitzroya cupressoides*), estos autores calcularon que la temperatura en el siglo XX y primera parte del siglo XXI superó la del siglo XIX en 0,6 °C. En el mismo sentido, existe abundante evidencia de que el clima de Chile ha cambiado en el último siglo (ver Anexo 3 para una reseña breve).

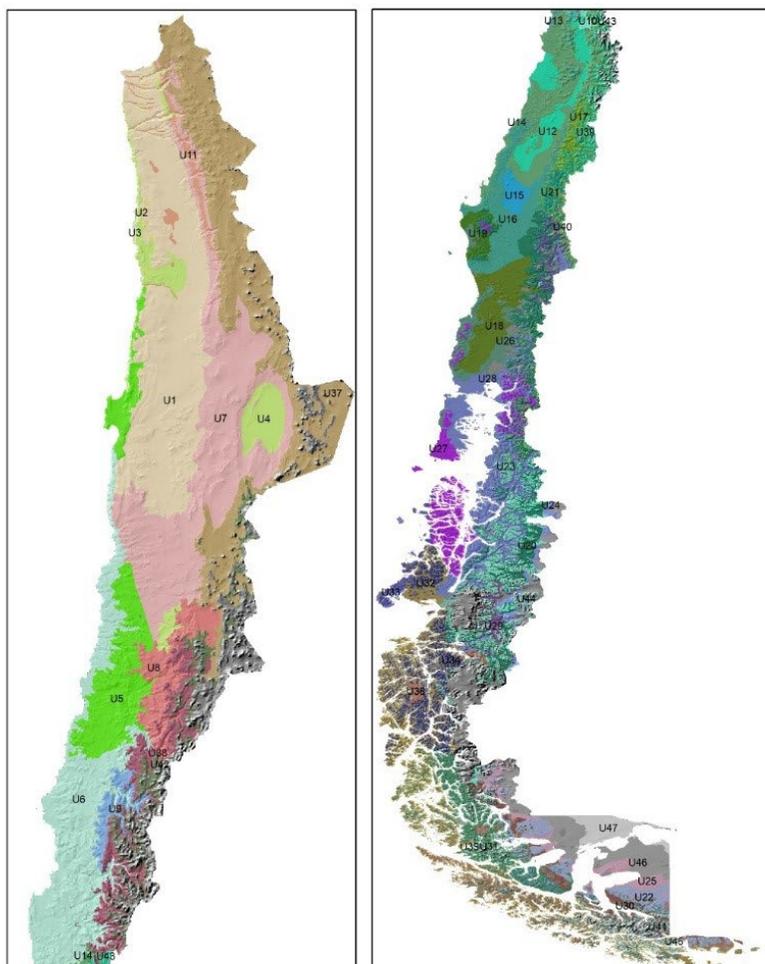


Figura 1. Diversidad de ecosistemas en Chile. Fuente: Basado en Luebert y Pliscoff (2017). Los nombres de las 47 unidades reconocidas y sus superficies potenciales pueden encontrarse en el Anexo 1.

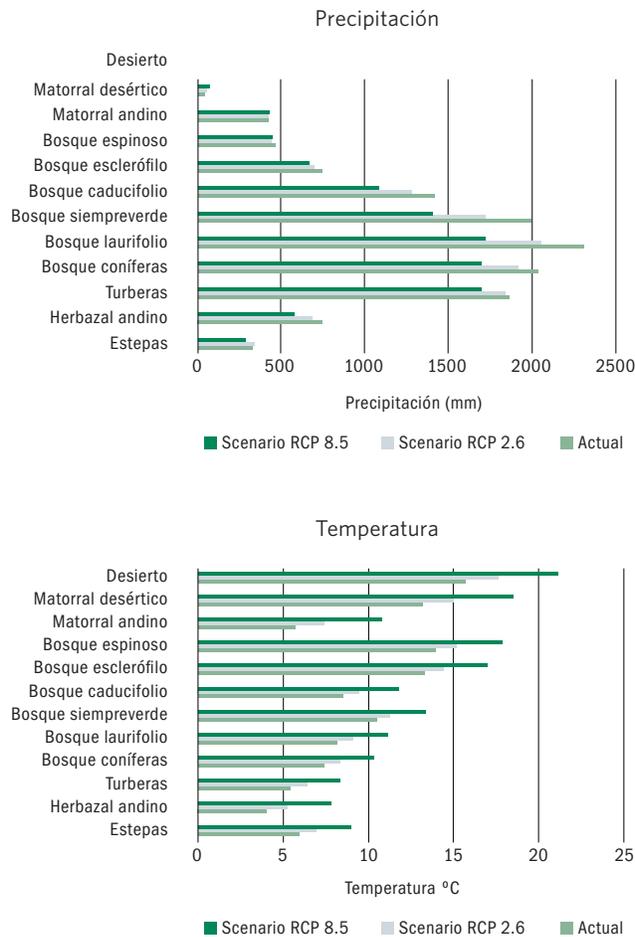


Figura 2. Valores de temperatura media anual y precipitación anual actuales y para dos escenarios de emisiones de CO<sub>2</sub> (RCP 2.6 y RCP 8.5) según la ubicación actual de diferentes ecosistemas chilenos. Fuente: Elaboración propia. Véase Anexo 2 para detalles de los escenarios RCP de emisiones de CO<sub>2</sub>. Los valores en los gráficos indican la media para los píxeles cubiertos por cada tipo de vegetación. Los matorrales derivados de cada tipo de bosque están incluidos en la categoría del respectivo bosque. Los valores son derivados del modelo climático global HADGEM2\_ES.

Con respecto al futuro, la **Figura 2** muestra las temperaturas y precipitaciones esperadas bajo los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5 para las áreas del país actualmente ocupadas por los diferentes ecosistemas según el modelo climático global HADGEM2. Para el escenario climático RCP 2.6, se observan aumentos de temperatura en todos los ecosistemas que fluctúan entre 0,8°C y 2°C, y para el escenario RCP 8.5, entre 2,8°C y 5,9°C. En cuanto a la precipitación, considerando el escenario RCP 8.5, se observan disminuciones severas en las áreas actualmente ocupadas por el bosque siempreverde, laurifolio, de coníferas y caducifolio, bordeando cerca de 600mm anuales en los primeros dos casos y 350 mm en el tercero.

Bajo el escenario menos extremo (RCP 2.6), los déficits en los lugares actuales de estos bosques húmedos son menores, de modo que si se mantiene el aumento de la temperatura a este nivel, el resultado sería altamente ventajoso para los ecosistemas de Chile. Bajo el escenario RCP 8.5, el área del país que hoy soporta las turberas sufriría una disminución de 170 mm en precipitación y un aumento muy fuerte en la temperatura. Para el escenario menos extremo, el déficit bajaría en forma considerable, nuevamente indicando una ventaja importante al evitar un escenario climático más extremo. Es necesario recordar que existen diversos modelos climáticos, los que se están perfeccionando continuamente, de manera que los valores entregados por los distintos modelos pueden tener variaciones sustanciales. Además, dada la baja cobertura de datos meteorológicos en el país, los modelos climáticos globales pueden no reflejar bien las realidades locales para todo Chile y en particular para las zonas de mayor altitud.

El diagnóstico que se presenta aquí se desarrolla en torno a las siguientes preguntas:

- › ¿Existe investigación en el país que evidencie que los cambios actuales en los ecosistemas son atribuibles al cambio climático?
- › ¿Tenemos claridad con respecto de cómo se transformarán los ecosistemas y cambiarán las distribuciones de las especies, y si es posible identificar extinciones a futuro si la emisión de gases de efecto invernadero continúa aumentando?

- › ¿Qué sabemos en cuanto a funciones ecosistémicas claves como la captura de carbono y la polinización?
- › ¿Qué sinergias negativas son esperables entre cambio climático, especies exóticas invasoras, cambios en el uso del suelo, incendios forestales y plagas, entre otros?
- › ¿Cuáles son las brechas del conocimiento científico y qué es necesario para completarlas?
- › ¿Cuáles son las recomendaciones de la comunidad científica en cuanto a políticas públicas en el ámbito de tendencias de la biodiversidad y cambio climático?

## EFFECTOS EN LOS ECOSISTEMAS Y LA DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES

Las acciones de mitigación y adaptación frente al cambio climático requieren claridad con respecto de las respuestas de corto y largo plazo de la biodiversidad. Según el IPCC (2018b), las transformaciones de ecosistemas y efectos negativos en las especies serían evidentes con un aumento de 1,5 °C en la temperatura global, amplificándose fuertemente con un aumento de 2,0 °C. Previo a este umbral, los cambios se manifestarán más bien al interior de cada ecosistema. En este contexto, es muy importante identificar ecosistemas y grupos de especies en los que ya exista evidencia de cambios, para así poder anticipar escenarios futuros y seleccionar los ecosistemas para el monitoreo. De la misma manera, es necesario contar con modelos predictivos que nos permitan evaluar escenarios futuros y que cubran la complejidad local y regional de Chile.

### Evidencias empíricas sobre los efectos del cambio climático en ecosistemas y especies: Estudios de caso

Aún existe limitada investigación en el país dedicada a la detección de los efectos de cambio climático en los ecosistemas y biodiversidad, debido sobre todo a una carencia de estudios de largo plazo y líneas de base que permitan entender las tendencias ecosistémicas. El estado de la climatología en Chile es más alentador, ya que existen datos disponibles para muchos lugares en el país que abarcan más de medio siglo, aun cuando también resultan necesarios mayores esfuerzos para aumentar la definición espacial y temporal de estos registros.



Figura 3. Individuos muertos y vivos de *Eulychnia iquiquensis* en acantilado en el desierto costero en la localidad de Chipana, 21°S, región de Tarapacá. Fuente: Raquel Pinto en 2016 (izquierda) y 2018 (derecha).

### Desierto costero: Un caso paradigmático

En el desierto costero, en el extremo norte del país, existe evidencia histórica de una disminución en la frecuencia de eventos de floración a partir de la segunda mitad del siglo pasado (Schulz, Aceituno y Richter, 2011). A pesar de los altos porcentajes de germinación de semillas en el laboratorio (Pinto, 2012), se ha documentado la mortalidad de entre 42% a 100% de los individuos adultos de *Eulychnia iquiquensis* (Figura 3) para localidades entre 18°S y 21°S, y escasa regeneración en poblaciones naturales (Pinto, 2007; véase también Schulz, Boisier y Aceituno, 2012 para detalles de las condiciones climáticas). Hasta la primera década de este siglo, unas diecinueve especies de plantas que fueron registradas en la primera mitad del siglo XX en las

localidades de Tocopilla y Cobija no habían sido reubicadas, y el límite norte de *Oxalis gigantea*, arbusto del desierto costero, actualmente se encuentra alrededor de 1,5 grados de latitud más al sur de su límite histórico (Schulz, Aceituno y Richter, 2011). Como efecto colateral del debilitamiento de la vegetación costera, los guanacos antiguamente presentes en las lomas de Iquique y Antofagasta han desaparecido, quedando solo las poblaciones ubicadas al norte de Paposo y Pan de Azúcar (Schulz, Aceituno y Richter, 2011). Esto sugiere que la vegetación más al norte es insuficiente para sostener al guanaco hoy día.

Si bien se han reportado importantes eventos de mortalidad de cactáceas, se requiere mayor profundización en cuanto a las otras especies de plantas. Por ejemplo, no se puede descartar que algunas especies actualmente no localizadas reaparezcan en el futuro. De hecho, hay imágenes que acreditan la reaparición de algunas especies en Tocopilla y sus alrededores,<sup>1</sup> y algunas fueron colectadas en Alto de Patache más al norte de Cobija y Tocopilla después del fenómeno de El Niño de 2015 (Pliscoff *et al.*, 2017), de manera que es probable que muchas especies tengan bancos de semillas persistentes muy longevos. Sin duda, el futuro del desierto costero en el extremo norte del país dependerá en gran medida de la evolución de El Niño, tanto en su frecuencia como en intensidad. Si los intervalos entre los eventos de El Niño llegasen a ser más largos que la longevidad de los bancos de semillas, podemos esperar una declinación paulatina de vegetación del desierto en aquellas áreas donde el agua entregada por la neblina no es suficiente para la germinación de las semillas. Por otro lado, la intensidad del fenómeno de El Niño determinaría la cantidad de floración y la adecuada renovación de los bancos de semillas, como es el caso en el desierto costero de la región de Coquimbo (Gutiérrez y Meserve, 2003). En el Parque Nacional Fray Jorge en la región de Coquimbo a partir de 2003 y asociado a eventos de El Niño muy fuertes, se ha registrado un cambio hacia un régimen de menor variabilidad en la precipitación, el cual está asociado con cambios en la composición de los ensambles de mamíferos (Armas *et al.*, 2016), fluctuaciones anuales en las especies e incremento de especies exóticas (Jiménez *et al.*, 2011). La situación en el desierto costero destaca la importancia de la variabilidad de precipitación en los ecosistemas chilenos. Por todo lo anterior, resulta urgente indagar más sobre la dinámica del desierto costero en toda su extensión.

### Bosque esclerófilo de Chile Central y las sequías

Según el IPCC (2018b), con un aumento de 1,5°C en la temperatura global, una porción de la vegetación mediterránea en Europa se convertiría en vegetación de desierto. Una trayectoria similar podría sufrir el bosque esclerófilo interior de Chile Central y la vegetación subandina en los Andes ubicada por sobre el límite arbóreo entre 2000-2700 msnm, donde la cantidad de agua en el suelo es normalmente baja en verano (Cavieres *et al.*, 2006). La actual megasequía en Chile Central es la peor en 70 años (CR2, 2015). Para los años 2010-2015, ha sido asociada con fuertes déficits de precipitación especialmente en el Norte Chico, pero también déficits apreciables en todo Chile Central hasta la Araucanía. Se estima que alrededor de un cuarto del déficit de precipitación durante la megasequía actual es atribuible al cambio climático antrópico.

En los últimos dos veranos se ha constatado la muerte paulatina del follaje de muchos árboles del bosque esclerófilo de la cuenca de Santiago (Miranda *et al.*, 2019) (Figura 4). Situaciones similares de daño por sequía sobre el bosque esclerófilo han sido observadas en distintos lugares de Chile Central, según comentarios de testigos en congresos científicos nacionales.

Si bien la evidencia indica que ha habido años excepcionalmente secos en Chile Central por lo menos desde hace cuatro siglos —incluyendo sequías de más de diez años— (Jana *et al.*, 2019; Muñoz *et al.*, 2016), al parecer la incidencia de sequías aumentó a partir del siglo pasado. Recientemente, Garreaud *et al.* (2019) re-



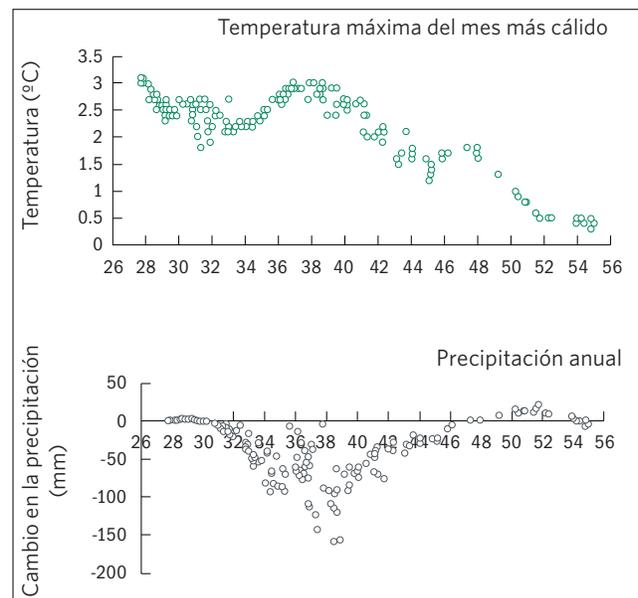
Figura 4. Efecto de la megasequía en el follaje de litre (*Lithrea caustica*) en el valle de Santiago. Fuente: Marcelo Miranda.

1 «Flora de Tocopilla», *Caminantes del Desierto*, <http://caminantesdeldesierto.blogspot.com/p/flora-de-tocopilla-chile.html>.

portaron que el calentamiento del océano Pacífico al noreste de Nueva Zelanda está produciendo una zona de alta presión frente a Chile Central y otra de baja presión en la zona austral. De esta manera, la alta presión bloquea las precipitaciones provenientes del frente polar, lo que resulta en inviernos muy secos en Chile Central.

A medida que este siglo avance es probable que los ecosistemas en Chile Central estén sujetos a temperaturas aún mayores, olas de calor más frecuentes y precipitaciones reducidas, por lo que los efectos que vemos hoy en la vegetación de Chile Central se amplificarían, con consecuencias graves para los múltiples servicios ecosistémicos proporcionados por el bosque esclerófilo, tal como está ocurriendo en otros ecosistemas esclerófilos del mundo (Allen *et al.*, 2010; Vicente *et al.*, 2018; Vilagrosa *et al.*, 2012). Para dimensionar lo que podría ocurrir, existe un estudio reciente que mostró que especies de 67 géneros de plantas y animales distribuidas en 36% del área del continente australiano fueron afectadas (mortalidad, estrés extremo) en la época de las grandes sequías del período 1891-1903 (Godfree *et al.*, 2019). Asimismo, este estudio mostró que el colapso de los ecosistemas australianos se produjo después de acumular un déficit de precipitación anual de entre 80% y 200% durante un período de sequía de dos a cuatro años.

Por lo tanto, dos aspectos prioritarios para la investigación en Chile son los límites de tolerancia de la sequía de las especies leñosas del bosque esclerófilo y el efecto de la sequía en la regeneración arbórea. Sabemos que el bosque esclerófilo tiene una alta capacidad de rebrotar, pero no sabemos los límites de este tipo de respuesta, es decir, cuándo la sequía acumulada finalmente causará el colapso del bosque. Sin tener claridad sobre estos factores, es difícil predecir el futuro del bosque esclerófilo en el largo plazo. Existe evidencia de que las sequías también afectarían los bosques siempreverdes de Chile: utilizando modelos dinámicos se predice que para el año 2100, con una reducción de 50% de precipitación de verano, habrá una reducción de 27% en la biomasa del bosque maduro siempreverde de Chiloé (Gutiérrez *et al.*, 2014). En bosques de *Nothofagus dombeyi* en las provincias de Río Negro y Neuquén en Argentina, hay antecedentes de mortalidad de árboles durante la sequía de 1998-1999 (Allen *et al.*, 2010).



### La dinámica de la línea arbórea en los Andes: Un marcador del cambio climático

Al nivel de la línea arbórea en los Andes del Sur (Figura 5), es decir, el límite altitudinal de los bosques o su equivalente biogeográfico, los modelos climáticos indican grandes cambios en la precipitación y temperatura (Figura 6), particularmente en las latitudes de Chile Central, los que en otras partes del mundo están reflejados en el ascenso en elevación de la línea arbórea.

Experimentos en terreno en las regiones de Los Lagos y Aysén muestran que un clima más cálido favorecería el establecimiento de lenga (*Nothofagus pumilio*) por sobre la línea arbórea actual (Piper, Fajardo y Cavieres, 2013). En concordancia con un ascenso de la línea arbórea, en la Patagonia argentina se ha detectado un aumento gradual en el número de individuos juveniles de lenga establecidos por sobre la línea arbórea a partir de la década de 1970 (Srur *et al.*, 2018), resultado que es consistente con el aumento en temperatura a partir de la década de 1970 (Jacques-Coper y Garreaud, 2015). Sin embargo, en la parte oriental de Tierra del Fuego en Chile se ha estimado, sobre la base de la edad de los árboles de este mismo tipo de bosque y fechados en

Figura 5. Línea arbórea formada por lenga (*Nothofagus pumilio*) en la región de Aysén. Fuente: Alex Fajardo.

Figura 6. Tendencias en temperatura y precipitación a la elevación de la línea arbórea o su equivalente biogeográfico en Chile Central y Sur esperadas de acuerdo con el modelo climático ACCESS 1.0 y el escenario de emisiones RCP 4.5. El eje X señala los grados de latitud sur. Fuente: Arroyo y Alarcón (datos no publicados).



1996, que la línea hasta el momento se ha mantenido estable durante 160 años (Cuevas, 2002). Si bien no se ha observado un avance del límite arbóreo a partir de finales del siglo pasado, sí se ha registrado en Tierra del Fuego que algunas plántulas logran sobrevivir por hasta encima de los 20 m de la línea arbórea (Cuevas, 2000). Una explicación es que, a diferencia de localidades más al norte sujetas a mayor influencia continental, el aumento en la temperatura de verano en el extremo austral de Chile ha sido aún muy pequeña como para dinamizar la línea arbórea.

Otra situación detectada recientemente es que las condiciones más secas en algunas localidades del sur del país han disminuido el crecimiento de los árboles de lenga en el límite arbóreo, debido al aumento de las tasas de evapotranspiración o la hidratación insuficiente para la elongación de las células (Fajardo *et al.*, 2019). Esta situación podría redundar en un menor desempeño en los árboles y lentificar el avance del límite arbóreo. Las predicciones para la línea arbórea se complican más en Chile Central, donde se ha mostrado que la aridez juega un papel importante en su ubicación (Piper, Fajardo y Cavieres, 2013; Piper *et al.*, 2016); de esta forma, una reducción en la precipitación asociada al cambio climático podría producir un descenso en la línea arbórea.

El ascenso eventual de la línea arbórea en el sur del país tendría un efecto en el ancho del piso altoandino que se encuentra por encima del bosque. Si bien este piso de vegetación también podría trasladarse a mayores altitudes, el proceso sería lento debido a falta de formación de suelo por encima del límite superior actual de la vegetación y otras limitaciones. Por ejemplo, la reducción de cobertura de nieve sería uno de los factores más importantes, ya que expone las plantas a eventos fríos severos al principio de la estación (Sierra-Almeida y Cavieres, 2010). Por otra parte, en la Antártica se ha evaluado el impacto del calentamiento global en musgos mediante experimentos (Casanova-Katny, Torres-Mellado y Eppley, 2016; Shortlidge *et al.*, 2017). Algunas especies respondieron positivamente. Respuestas como estas se podrían esperar en los musgos de las vegas altoandinas en la primera fase de cambio climático.

En este sentido, son claves los resultados desarrollados por investigadores chilenos en comunidades de plantas en cojín, pues se ha demostrado que bajo los cojines los nutrientes son más abundantes y se produce un microclima benigno, lo que permite que generen un fuerte efecto nodriza que facilita el establecimiento de una gran diversidad de especies nativas (Arroyo *et al.*, 2003; Cavieres *et al.*, 2006, 2007; Mihoc *et al.*, 2016).

### Cambios en las aves chilenas: Posibles señales tempranas del cambio climático a lo largo del país

Para las aves, una evidencia concreta de cambios de rangos de distribución se ha observado en el archipiélago Diego Ramírez en la región de Magallanes, donde cinco especies de paseriformes fueron observadas por primera vez en los años 2016 y 2017 (Tabla 2 y Figura 7). Estas especies no habían sido registradas en una extensa expedición anterior (Schlatter y Riveros, 1987) ni en observaciones ornitológicas en 1958 y la década de 1960 (Rozzi *et al.*, 2017). Estos registros sugieren extensiones recientes de ámbitos de distribución en la dirección norte-sur. También se ha observado que dos especies migratorias, el chercán (*Troglodytes aedon*) y la bandurria (*Theristicus melanopsis*), han extendido su tiempo de residencia en la Reserva de la Biósfera Cabo de Hornos. Incluso, a partir del 2006 algunas pequeñas poblaciones han permanecido durante todo el año en la reserva (Rozzi y Jiménez, 2014).

Especie	Distribución sur histórica	Distribución sur reciente
<i>Lessonia rufa</i>	Cabo de Hornos	Islas Diego Ramírez
<i>Turdus falcklandii</i>	Cabo de Hornos	Islas Diego Ramírez
<i>Zonotrichia capensis</i>	Cabo de Hornos	Islas Diego Ramírez
<i>Spinus barbatus</i>	Isla Navarino	Islas Diego Ramírez
<i>Pygochelidon cyanoleuca p.</i>	Isla Navarino	Islas Diego Ramírez
<i>Thaumastura cora</i>	Tacna, Perú	Valles de Azapa, Lluta y Vitor
<i>Zenaida meloda</i>	Quillaja	Curicó y muchas localidades intermedias desde Copiapó
<i>Patagigenus maculosa</i>	Sur de Perú	Putre hasta San Pedro de Atacama
<i>Rhodopis vesper a.</i>	Vecindad Copiapó, Caldera, Chañaral	La Serena y muchas otras localidades hasta Batuco, Región Metropolitana de Santiago (RM)

Tabla 2. Cambios recientes en la distribución de algunas aves en Chile. Fuentes: Barroso *et al.* (2019), Bravo-Naranjo *et al.* (2012), Bravo-Naranjo y Torrejón-Véliz (2017), Medrano *et al.* (2018), Ricardo Rozzi (comunicación personal).



Figura 7. Primeros registros de chincol (*Zonotrichia capensis*) (izquierda) y zorzal (*Turdus falcklandii*) (derecha) en el archipiélago Diego Ramírez, 56,5 °S. Fuente: Fotografías de José Mello en la Isla Gonzalo del archipiélago entre septiembre y octubre de 2017.

Encontramos varias extensiones recientes de ámbitos de distribución en el *Atlas de las Aves Nidificantes de Chile* (2011-2016) (Medrano et al., 2018), la mayoría en dirección norte a sur. Detalles para algunos casos se encuentran en la Tabla 2. Un caso muy especial lo constituye *Thaumastura cora*. Este picaflor apareció por primera vez en la región de Tarapacá en el año 1971 (Estades et al., 2007) y hoy día está penetrando en el altiplano. Actualmente representa una amenaza para el picaflor de Arica (*Eulidia yarrellii*). El picaflor *Rhodopus vesper* es interesante por otra razón. A partir de 2010 esta ave muy generalista extendió su ámbito desde Copiapó hasta La Serena después de un año de abundante floración en el desierto (Víctor Bravo, comunicación personal) y hoy en día llega a la Región Metropolitana. Se alimenta de muchas plantas exóticas y en particular *Eucalyptus*, de modo que su expansión rápida hacia el sur podría obedecer a una combinación de diferentes factores, los que son difíciles de separar. Resulta así muy relevante monitorear las poblaciones de aves, especialmente insectívoras, ya que debido a su alta movilidad y sensibilidad a las temperaturas pueden ser buenos indicadores de cambios ambientales tempranos.

### Predicciones de cambios a futuro basados en el modelamiento del nicho climático

El país desea llegar a ser carbono neutro a futuro. Según el Ministerio de Medio Ambiente, «Chile realizará acciones nacionalmente apropiadas de mitigación de modo de lograr una desviación de 20% por debajo de su trayectoria creciente de emisiones *business-as-usual* en el 2020, proyectadas desde el año 2007».<sup>2</sup> Algunos miembros de la Comisión Asesora Científica de la COP25 han propuesto que la plantación de árboles nativos de manera sistemática y precaviendo la ocurrencia de incendios sería un mecanismo idóneo para aumentar la fijación de carbono. Además, hay propuestas de reforestación urbana mediante compensación ambiental para mitigar la contaminación (Vargas y Balmaceda, 2011). El éxito de estas iniciativas dependerá de la estabilidad del clima de los ecosistemas y de las ciudades en donde los árboles sean plantados, además de las medidas de protección que se tomen. Estratégicamente, por lo tanto, interesa conocer el nivel de vulnerabilidad de los ecosistemas y sus trayectorias en los próximos 50 a 100 años. En tiempo reciente, la Corporación Chilena de la Madera señaló que la industria está dispuesta a establecer dos millones de hectáreas adicionales de plantaciones forestales, equivalentes al 2,7% de la superficie terrestre de Chile. Además, una ley recientemente redactada sobre «restauración ambiental» propone destinar el equivalente a US\$ 37,5 millones anuales durante veinte años a los pequeños y medianos propietarios forestales para subsidiar las plantaciones forestales y el establecimiento de especies de árboles nativos. Sin embargo, una fuerte evidencia vincula el incremento de plantaciones exóticas con el aumento en la intensidad de los incendios de plantaciones.<sup>3</sup> Las políticas públicas basadas en evidencias deberían guiar activamente a este sector productivo sobre la necesidad de acciones de mitigación y adaptación al cambio climático que, en primer lugar, eviten incendios,

2 «Mitigación y estrategia baja en carbono», Ministerio del Medio Ambiente, <https://mma.gob.cl/cambio-climatico/cc-03-mitigacion-y-estrategia-baja-en-carbono/>.

3 Véase más adelante también la sección «Sinergias con incendios forestales».

aspecto que tiene mucho que ver con el diseño y tamaño de las plantaciones. Un liderazgo institucional fuerte debe garantizar que las medidas de mitigación y adaptación climáticas sean consistentes con los objetivos nacionales de sostenibilidad y de bienestar (Durán y Barbosa, 2019).

Frente a las incertidumbres climáticas y biológicas del cambio climático, en los últimos años los científicos del país han hecho un esfuerzo para modelar las respuestas de los ecosistemas y especies incluyendo no solo los sistemas naturales, sino también los paisajes productivos (Alarcón y Cavieres, 2015, 2018; Bambach *et al.*, 2013; Bennett *et al.*, 2019; Hannah *et al.*, 2013)<sup>4</sup> y también la dinámica entre especies de anfibios y patógenos, en vista de un serio problema de conservación para este grupo taxonómico a nivel mundial (Bacigalupe *et al.*, 2017, 2019). También existen diversos estudios para constatar la precisión de representar las distribuciones de las especies mediante su nicho climático (por ejemplo, Bennett *et al.*, 2019). Estos estudios son muy relevantes para planificar las acciones de mitigación y adaptación, ya que es fundamental saber hasta qué punto los ecosistemas se transformarán y las especies cambiarán sus distribuciones a medida que evoluciona el clima en el país durante este siglo.

En general, el modelamiento muestra que si las temperaturas globales siguen aumentando con sus consecuentes efectos colaterales en la distribución estacional y monto anual de precipitaciones, el paisaje chileno será bastante diferente al actual.

A modo de ejemplo, la **Figura 8** (mapas A-C) muestra cómo algunos ecosistemas chilenos responderán de acuerdo con un escenario relativamente moderado de cambio climático (RCP 2.6). Destaca la reducción en la idoneidad del territorio para las turberas (A) y el bosque esclerófilo (B), y el aumento en la idoneidad para el bosque siempreverde (C) hacia el sur. Hay que recalcar que las turberas del sur de Sudamérica constituyen un humedal muy importante en el escenario global (Arroyo *et al.*, 2005).<sup>5</sup> Es probable que algunas

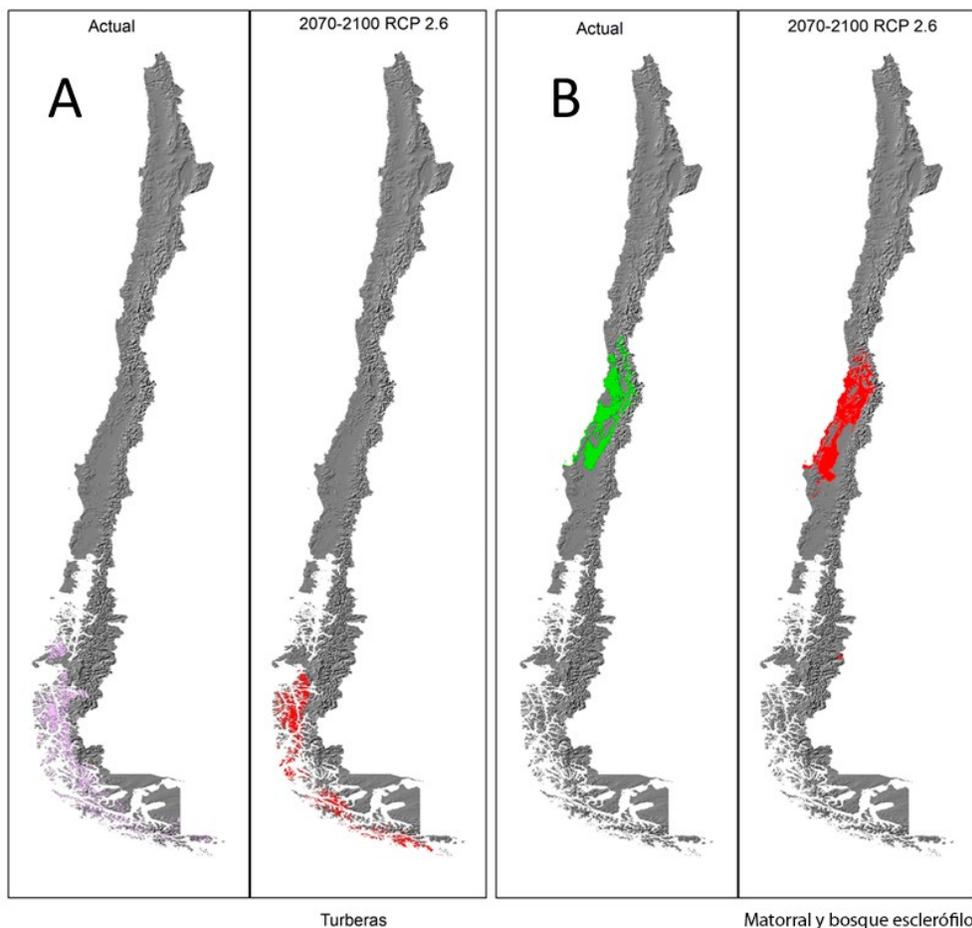


Figura 8. Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de algunos ecosistemas de Chile de aquí a los años 2070-2100 bajo un escenario moderado de CC (RCP 2.6). Fuente: Las superficies potenciales actuales de los ecosistemas provienen de Luebert y Pliscoff (2017). A) turberas subantárticas; B) bosque esclerófilo y matorrales asociados. Los análisis se basan en las predicciones de clima del modelo climático GCM HAD-GEM2\_ES. Mapas preparados especialmente para este informe. Los mapas para otros ecosistemas pueden encontrarse en el Anexo 4, que también incluye las predicciones para el escenario RCP 8.5 (más extremo) en todos los ecosistemas.

4 Véase más adelante también la sección «Plagas agrícolas» para ejemplos en plagas.

5 Véase también más adelante la sección «Carbono y biodiversidad».

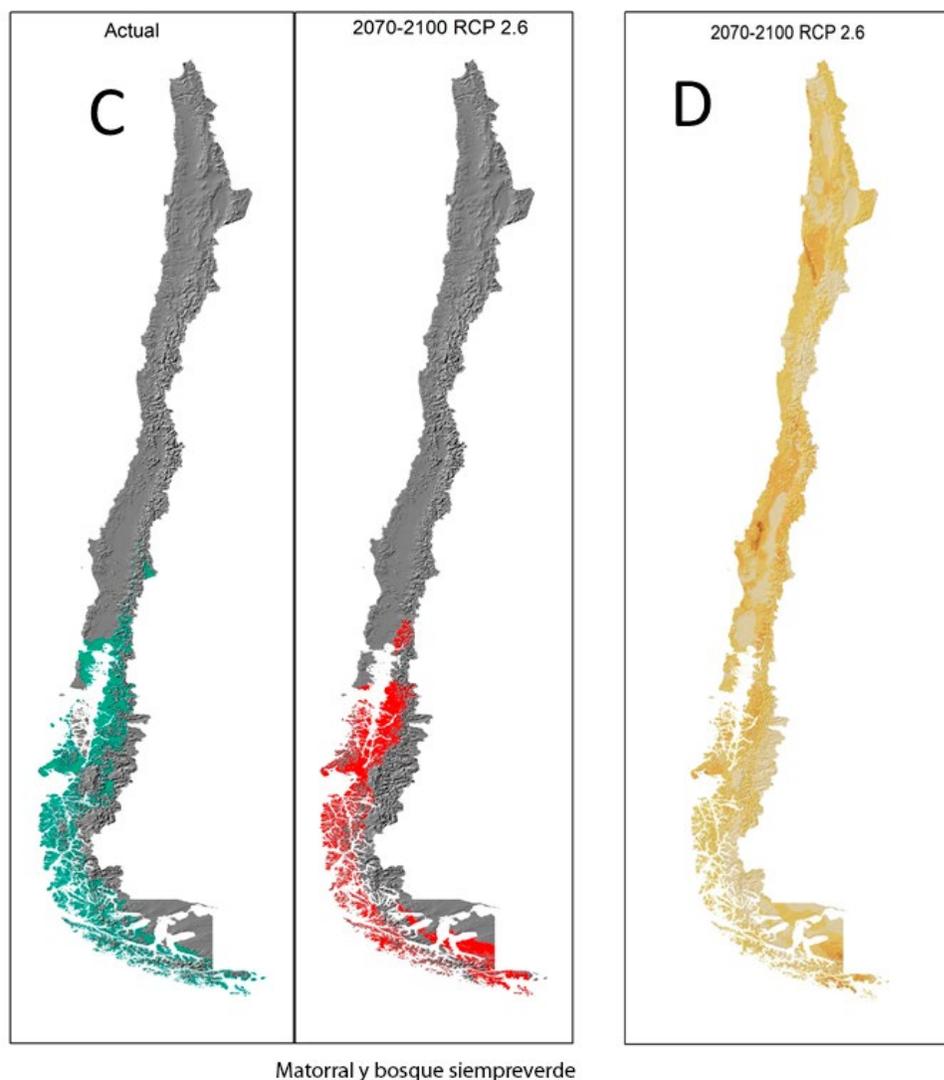


Figura 8, continuación. Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de algunos ecosistemas de Chile de aquí a los años 2070-2100 bajo un escenario moderado de CC (RCP 2.6).

Fuente: Las superficies potenciales actuales de los ecosistemas provienen de Luebert y Pliscoff (2017). C) bosque siempreverde y matorrales asociados; D) grado de recambio entre los ecosistemas esperado para el final del siglo según el escenario RCP 2.6. Los tonos más oscuros indican áreas del país donde se predice mayor traslape entre diferentes ecosistemas. Los análisis se basan en las predicciones de clima del modelo climático GCM HADGEM2\_ES. Mapas preparados especialmente para este informe. Los mapas para otros ecosistemas pueden encontrarse en el Anexo 4, que también incluye las predicciones para el escenario RCP 8.5 (más extremo) en todos los ecosistemas.

zonas muy húmedas con turberas en el extremo suroeste del continente sean invadidas por bosques, ya que producto de la mayor temperatura, las especies arbóreas serán más productivas y más competitivas (cfr. Olivares-Contreras *et al.*, 2019). Por el contrario, se predice una reducción de los bosques caducifolios —que crecen bajo condiciones más secas que los bosques húmedos—, sobre todo en la parte norte de la Patagonia y en los pisos andinos. Los bosques laurifolios y de coníferas se ubicarán más hacia el sur (Anexo 4). Otro resultado relevante es la detección de las zonas de mayor traslape entre ecosistemas y, por lo tanto, áreas potenciales para la aparición de ecosistemas noveles (Figura 8, mapa D). Las áreas de traslape representan aquellas de menor predictibilidad en cuanto a las características de su vegetación en el futuro y, por tanto, de los servicios ecosistémicos. Es decir, es posible la emergencia de tipos de vegetación muy diferentes a los que conocemos hoy día.

Todos estos modelos suponen que las especies de los ecosistemas pueden dispersarse con suficiente rapidez como para alcanzar territorios nuevos que reúnen sus requerimientos de temperatura y precipitación. Si bien se ha mostrado que algunos bosques empiezan a restablecerse en áreas agrícolas abandonadas en tiempos relativamente cortos (< 25 años) (por ejemplo, Petitpas *et al.*, 2016), las distancias involucradas son pequeñas.



Gracias a un esfuerzo conjunto de varios centros de excelencia liderados por el Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), se cuenta con modelos de distribución para 15 especies de anfibios, 16 especies de reptiles, 36 especies de mamíferos y 1.447 especies de plantas (Marquet *et al.*, 2010). En general, estos modelos muestran que bajo el supuesto de que las especies puedan dispersarse en el paisaje sin impedimento, la mitad experimentarían expansiones en sus distribuciones, en tanto que bajo el supuesto de dispersión limitada, la gran mayoría presentarían disminuciones. Sin una buena capacidad de dispersarse, varias especies de animales y plantas sufrirán reducciones importantes en sus distribuciones, incluidas especies con problemas de conservación, aun cuando los modelos indican que hay poca probabilidad de extinción. Lo que ocurrirá seguramente esté en un punto intermedio. Este mismo estudio detectó que la zona de mayor recambio o redistribución de especies sería en el centro del país, que se corresponde desafortunadamente con un *hotspot* de la biodiversidad, caracterizado por muchas especies endémicas y un alto nivel de degradación.

De acuerdo con estos modelos y el hecho de que la dispersión no sería ilimitada en muchas especies, la composición local de especies en Chile Central podría cambiar significativamente en este siglo con consecuencias graves para especies con distribuciones muy pequeñas; esto ocurriría si el aumento en la temperatura global llega a 2,5°C a finales de este siglo. El mensaje es que muchas especies en Chile ya presentan problemas de conservación y la frecuencia de incendios aumentará debilitándolas aún más. A modo de ejemplo, se muestran datos de la flora para regiones donde existen análisis completos (Tabla 3).

Región	Porcentaje
Arica y Parinacota	34,4
Tarapacá	24,3
Antofagasta	10,2
Atacama	9,6
Coquimbo	14,0
O'Higgins	22,9

Tabla 3. Especies de plantas con problemas de conservación para regiones administrativas del país donde hay análisis completos. Fuentes: García-Guzmán (2013), Gatica-Castro *et al.* (2015), Serey, Ricci y Smith-Ramírez (2007), Squeo, Arancio y Gutiérrez (2001, 2008).

Hasta ahora, un solo estudio en el país ha incorporado estimaciones de la capacidad de dispersión de las especies en los modelos (Alarcón y Cavieres, 2015, 2018). En él se encontró, para un total de 118 especies modeladas, que las especies del género *Nothofagus* tienden a perder hábitat, pero no así las especies codominantes del bosque; y que los helechos, al contrario de los árboles, se expanden (Figura 9). Este estudio destaca que las respuestas de las especies al cambio climático son idiosincráticas, es decir, dependen mucho de la especie particular o grupo de especies afines. Esto es uno de los problemas más grandes en cuanto a predecir los cambios en la biodiversidad, y en las funciones y servicios ecosistémicos. Otro es que los modelos no dan cuenta de factores bióticos como las interacciones entre especies, las que pueden limitar las distribuciones de las especies.

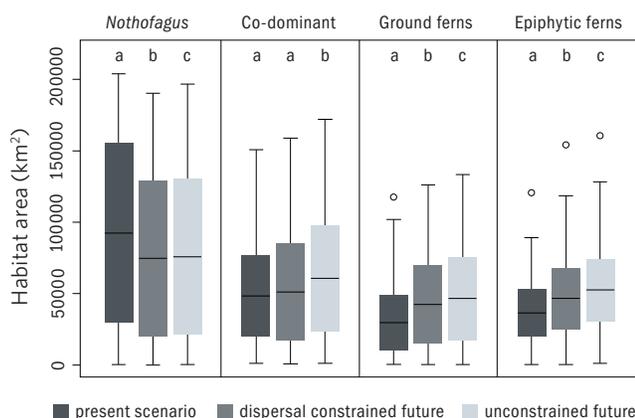


Figura 9. Área de hábitat para especies de los bosques de *Nothofagus* en el presente y futuro bajo el escenario CSIRO MK2 B2A. Fuente: Alarcón y Cavieres (2015). El escenario CSIRO MK2 B2A considera un aumento de temperatura entre 1,84 °C a 2,05 °C al año 2050, y se basa en una concentración de CO<sub>2</sub> de 554 ppmv hacia 2050. Más detalles en «CSIRO-MK2 GCM Model Information», IPCC, [http://www.ipcc-data.org/sim/gcm\\_clim/SRES\\_TAR/CSIROMK2\\_info.html](http://www.ipcc-data.org/sim/gcm_clim/SRES_TAR/CSIROMK2_info.html).

Estudios en los que se ha tomado en cuenta la capacidad de dispersión de las especies permiten dar luces a la pregunta de si la proposición en Chile de plantar dos millones de hectáreas de bosques para mitigar el CO<sub>2</sub> con el objetivo de alcanzar una economía carbono neutral es viable ecológicamente. Al parecer, para especies del género de *Nothofagus* las posibilidades son razonables bajo un escenario moderado de emisiones de CO<sub>2</sub>, ya que las distribuciones no cambian demasiado (Figura 10) y dichos bosques son menos susceptibles a los incendios que las plantaciones. En este contexto, los mismos modelos proporcionan información valiosa con respecto de dónde no sería recomendable plantar especies de *Nothofagus* (Figura 10, áreas de color naranja) y dónde se podría mitigar la pérdida de hábitat de las especies más vulnerables (por ejemplo, *N. alessandrii* y *N. glauca*) (áreas de color azul). Hay que notar que las áreas de color naranja son mucho mayores que las de color azul. Sin embargo, dentro del área de distribución conservada, habría muchas áreas pequeñas que no se detectan en la escala espacial empleada donde se podrían plantar árboles con una buena probabilidad de éxito. Aun así, hay que ser cautos con la interpretación de estos resultados, ya que estos modelos tienen limitaciones. Por ejemplo, los modelos no pueden incorporar los efectos negativos de eventos climáticos extremos, como por ejemplo las sequías prolongadas. Por lo tanto, es conveniente que las predicciones sean puestas a prueba en ensayos en terreno.

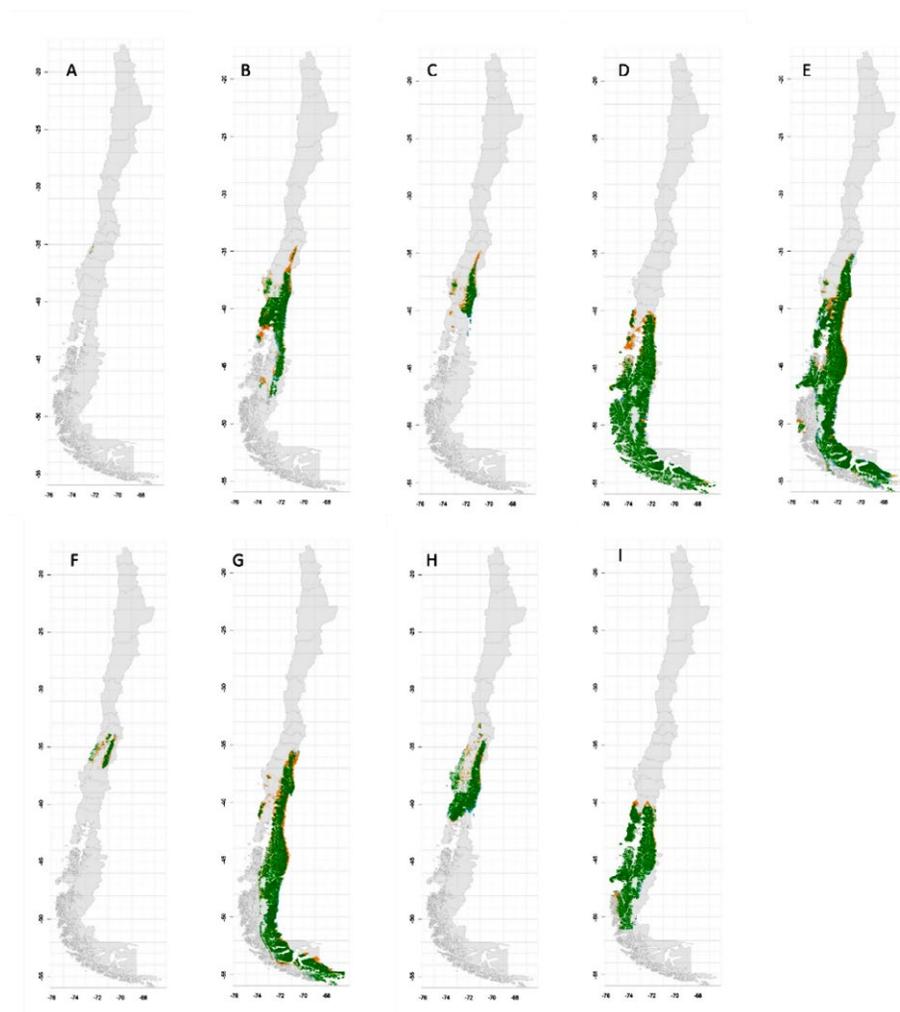


Figura 10. Cambios en las distribuciones de especies *Nothofagus* a una resolución espacial de 30 arc segundos futuro bajo escenario CSIRO MK2 B2A. Fuente: Basados en datos originales analizados en Alarcón y Cavieres (2015, 2018). Especies: A) *N. alessandrii*; B) *N. dombeyi*; C) *N. alpina*; D) *N. betuloides*; E) *N. antarctica*; F) *N. glauca*; G) *N. pumilio*; H) *N. obliqua*; I) *N. nitida*. La temperatura considera un aumento entre 1,84 °C a 2,05 °C al año 2050 y se basa en una concentración de CO<sub>2</sub> de 554 ppmv hacia 2050. Más detalles en «CSIRO-Mk2 GCM Model Information», IPCC, [http://www.ipcc-data.org/sim/gcm\\_clim/SRES\\_TAR/csiromk2\\_info.html](http://www.ipcc-data.org/sim/gcm_clim/SRES_TAR/csiromk2_info.html). En verde, parte de la distribución actual que se mantiene a futuro; en naranja, parte de la distribución actual que se perderá a futuro; en azul, aumento en la distribución a futuro según restricción de migración.



Por último, hay que señalar que los modelos de las distribuciones de las especies son más confiables para algunos ecosistemas que para otros. Por ejemplo, para los bosques que dependen de animales frugívoros para su dispersión, como el bosque esclerófilo y laurifolio, las distancias de dispersión dependerán de las especies animales relacionadas, el grado de fragmentación del bosque y la presencia de nodrizas en los espacios abiertos (Hernández *et al.*, 2015; Schulz *et al.*, 2010, 2011). Es decir, no es lo mismo dispersarse desde un bosque continuo que desde uno dividido en 49.000 fragmentos, como hoy se encuentra dividido el bosque esclerófilo en las regiones de O'Higgins y Maule (Salinas *et al.*, 2018) o desde los 4.672 parches de bosque que quedan en la cordillera de Nahuelbuta (Noh *et al.*, 2019). Por lo tanto, la fragmentación es un aspecto importante que hay que considerar, ya que puede tener efectos de retroalimentación con el cambio climático.

Para los ecosistemas altoandinos, hay varios estudios en el país que han mostrado que las temperaturas en laderas con exposición diferentes o asociadas con diferentes sustratos pueden diferir en varios grados de temperatura (Arroyo *et al.*, 2013; Rozzi, Arroyo y Armesto, 1997; Torres-Díaz *et al.*, 2007). Esto determina una gran diversidad de nichos térmicos o microambientales en el paisaje que servirían de refugios, sobre todo en las latitudes medias, los que son imposibles de capturar con los modelos climáticos actuales. El supuesto de que las distribuciones de las especies se trasladan geográficamente de manera lineal es, por lo tanto, demasiado simplista para los ecosistemas de alta montaña (Scherrer y Korner, 2011). Si bien el modelamiento de los nichos climáticos nos puede dar luces sobre las zonas de mejor recambio de especies, es necesario perfeccionar los modelos para que sean útiles para predecir las respuestas de especies particulares (Tejo *et al.*, 2017). Más aún, para desarrollar escenarios más realistas de los efectos del cambio climático en las especies, los efectos climáticos promedio y su variabilidad sobre los rasgos fisiológicos deben examinarse simultáneamente (Bozinovic y Cavieres, 2019). Sin embargo, estamos aún muy lejos de alcanzar esta meta. Se requieren estudios que integren distintas aproximaciones experimentales, observacionales y de modelamiento.

## EFFECTOS EN LA FENOLOGÍA

La fenología es un excelente indicador del cambio climático, lo que permite adaptar las actividades de siembra y cosecha, y detectar cambios en la productividad de los ecosistemas. A escala ecológica, en el hemisferio norte se han documentado en las últimas décadas avances estacionales en la fenología para plantas y animales de 2,84 o,35 días por década (IPCC, 2018b). En el hemisferio sur, investigación efectuada principalmente en Australia y Nueva Zelanda muestra también evidencia de adelantos en la fenología (Chambers *et al.*, 2013). A escala de ecosistemas y biomas se ha mostrado un *greening* de la vegetación del planeta, del cual 70% es atribuido al efecto de fertilización del CO<sub>2</sub> (Zhu *et al.*, 2016).

Si bien existen muchos estudios fenológicos en sistemas naturales en Chile (Arroyo, Armesto y Villagrán, 1981; Gomez, Hahn y Martin, 2014; Olivares y Squeo, 1999; Rozzi, Arroyo y Armesto, 1997) y algunos para cultivos (por ejemplo, Sudzuki Toro, 2006), al parecer en ningún caso se ha monitoreado la fenología por más de diez años. La falta de series de datos de largo plazo y con registros suficientemente frecuentes durante las estaciones que permitan detectar cambios en el tiempo se debe fundamentalmente a que no hay recursos para mantener dichos estudios. Para detectar cambios en la fenología a lo largo de una década, los datos de terreno deben tomarse cada 3 a 5 días durante toda la estación de crecimiento y cada 5 años. Estudios de este tipo no son rentables en cuanto a producir publicaciones en un plazo de 3 a 4 años como lo exigen las principales fuentes de financiamiento en Chile, como el Conicyt. Experimentos de calentamiento de plantas en su hábitat natural y ejercicios de modelamiento pueden ayudar a completar estos vacíos. Un aumento experimental en la temperatura en 3,2°C avanzó la floración en cinco días en una especie subandina en Chile Central (Cabezas, 2012). A la vez, experimentos de este tipo muestran reducciones en la longevidad floral (Arroyo *et al.*, 2013; Pacheco *et al.*, 2016). Desde luego, es probable que las respuestas entre especies sean muy diferentes. En el ámbito productivo, considerando un escenario de cambio climático extremo, para el período 2070-2100 se predice una reducción de hasta 17 días entre el período de brotación y floración, y entre 28 a 46 días desde el período de brotación y la cosecha de la vid en el sur de Chile (Jorquera-Fontena y Orrego-Verdugo, 2010), cambios que tendrían que ser absorbidos por toda la cadena de producción en la zona si la temperatura promedio del planeta continúa aumentando.

A la escala de ecosistemas y territorial se han detectado cambios en la época de crecimiento y la productividad usando el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) derivado de satélites (Glade *et al.*, 2016; Olivares-Contreras *et al.*, 2019; van Leeuwen *et al.*, 2013). Sin embargo, hay mucha variabilidad, por lo que se hace necesario el modelamiento de la fenología a una escala espacial más detallada, como por ejemplo se ha hecho para las viñas (Ortega-Farías y Riveros-Burgos, 2019). Un estudio novedoso en el país fue la iden-



tificación de 13 eventos del desierto florido mediante el uso de la serie de tiempo GIMMS NDVI, producido por el Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) en satélites operados por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (NOAA), encontrándose, sorprendentemente, que no todos los eventos del desierto florido correspondían con eventos del fenómeno de El Niño (Chávez *et al.*, 2019a). El perfeccionamiento de métodos para predecir la fenología bajo escenarios de cambio climático sería de gran ayuda en el sector productivo y para la industria del turismo.

## EFFECTOS EN LOS POLINIZADORES

El país tiene 424 especies de abejas nativas con un nivel de endemismo que alcanza el 70% (Ruz y Montalva, 2011), alrededor de 170 especies de mariposas diurnas (Peña y Ugarte, 2006), 8 especies de colibríes residentes y muchas especies de dípteros que son importantes polinizadores. Hay catastros bastante completos de los polinizadores en el bosque maulino, ecosistemas andinos y bosque valdiviano (Arroyo, Primack y Armesto, 1982; Medel, González-Browne y Fonturbel, 2018; Smith-Ramírez *et al.*, 2005, 2014). No obstante, queda una gran cantidad de plantas para las cuales aún no tenemos información sobre sus polinizadores, y menos sobre el tiempo de emergencia y vuelo de los polinizadores, información que es esencial para determinar los efectos del cambio climático. Según una revisión reciente para Chile Central, hay datos de polinización solo para alrededor de 260 especies de plantas (Medel, González-Browne y Fonturbel, 2018), lo que corresponde a menos del 10% de la flora nativa total de Chile Central. Esta falta de información es preocupante, ya que los polinizadores proporcionan un importante servicio ecosistémico para la humanidad. Más del 75% de los cultivos (alimentos) dependen de la polinización de animales, y los cultivos que dependen de los polinizadores contribuyen al 35% del volumen de los cultivos globalmente (IPBES, 2016). En Chile, la producción de almendros, manzanas, perales, frutales de carozo, paltas, y semillas de hortalizas y raps, requieren el servicio de polinización sumando a una superficie de 177.000 ha (Estay, 2012). Dada la aparición de enfermedades en la abeja de miel y otras abejas comerciales, existe una preocupación mundial por valorizar el papel de los polinizadores nativos para la producción de alimentos. Medidas como el establecimiento de parches de vegetación nativa en los cultivos constituyen una forma de contar con el servicio de los polinizadores nativos, pero es necesario un trabajo más profundo en el país para enfrentar este problema.

Hasta el momento, no se ha producido evidencia en Chile de los efectos directos del cambio climático en los polinizadores. Sin embargo, la investigación básica efectuada permite predecir ciertos escenarios. Primero, se ha visto que los insectos en particular son altamente sensibles a la temperatura. Esto puede apreciarse a partir del trabajo hecho en los ecosistemas altoandinos, donde la composición de los polinizadores y las tasas de visita floral son muy diferentes en laderas de exposiciones opuestas (Rozzi, Molina y Miranda, 1989; Torres-Díaz *et al.*, 2007) y decaen cuando la temperatura alcanza valores muy bajos o muy altos en relación al ambiente térmico típico para una elevación determinada (Arroyo, Armesto y Primack, 1985). De manera que su redistribución altitudinal y latitudinal es esperable. Otro punto importante es que los insectos con una mayor amplitud de temperatura ambiental presentan una mayor resistencia a un régimen climático fluctuante (Bozinovic, Calosi y Spicer, 2011), por lo que no todos los polinizadores serán afectados de la misma manera. Segundo, si bien hay polinizadores comunes como el abejorro chileno y algunos colibríes, muchos polinizadores nativos son escasos y tienen cortos períodos de actividad. A modo de ejemplo, en la Patagonia, entre 36% y 53% de las 121 especies de polinizadores que visitan un total de 94 especies de plantas fueron colectadas solo en una ocasión (Squeo, 1991). En un muestreo que abarca diez años de observación de árboles de ulmo (*Eucryphia cordifolia*), solamente tres especies de polinizadores aparecieron todos los años (Smith-Ramírez *et al.*, 2014). Cuando los polinizadores son escasos y tienen períodos de actividad muy cortos, cualquier desajuste entre la floración y la emergencia de polinizadores sería crítico. De hecho, el monitoreo de polinizadores y plantas durante varias décadas ha detectado este tipo de problema en España (Gordo y Sanz, 2005, 2009), el cual puede afectar tanto las plantas como los polinizadores. Tercero, hay una creciente amenaza de abejas exóticas (Aizen *et al.*, 2019; Smith-Ramírez *et al.*, 2018), particularmente de *Bombus terrestris*, que fue introducida en Chile en 1997 para la polinización de tomates en invernaderos y al aire libre (Montalva *et al.*, 2011; Schmid-Hempel *et al.*, 2014). Sin embargo, la especie está ya naturalizada y será difícil su control. Actualmente se encuentra desde el extremo norte del país (Montalva *et al.*, 2017) hasta Puerto Williams en Tierra del Fuego (Rendoll Cárcamo *et al.*, 2017), desde el nivel del mar hasta la zona andina en Chile Central (Esterio *et al.*, 2013) y en el altiplano chileno-boliviano (Barahona-Segovia, Smith Ramírez y Huaranca, inédito). La transmisión de enfermedades y el robo de recursos florales usados por otros polinizadores nativos han motivado a investigadores nacionales a pedir que se prohíba su importación al país (Aizen *et al.*, 2019; Smith-Ramírez *et al.*, 2018).

Cuarto, la expansión de plantas invasoras en Chile esperada con el cambio climático (ver sección «Invasiones biológicas») constituiría una amenaza adicional para la polinización de las plantas nativas. En general, se ha visto que las tasas de visitas de polinizadores y la reproducción de plantas nativas están negativamente afectadas por la presencia de plantas exóticas (Morales y Traveset, 2009). El escenario para los polinizadores bajo cambio climático sería por lo tanto complejo, debido a la sinergia de múltiples amenazas para este servicio ecosistémico clave para el bienestar humano. Es fundamental entender los efectos de cambio climático en los polinizadores, sobre todo en las plantas autoincompatibles (Arroyo y Squeo, 1990; Arroyo y Uslar, 1993; Mansur *et al.*, 2004; Murua, Cisterna y Rosende, 2014; Riveros *et al.*, 1996).

## CARBONO Y BIODIVERSIDAD

La vegetación aérea y el suelo son los principales reservorios de carbono en los ecosistemas terrestres (Post *et al.*, 1982), por lo tanto, el cambio climático, la pérdida de biodiversidad y el cambio de uso de suelo pueden promover la liberación del carbono secuestrado en los ecosistemas. La pérdida de la biomasa aérea y de carbono presente en los diferentes horizontes del suelo representan un aspecto clave dentro de los cambios en el ciclo del carbono asociados al cambio climático. La transformación de los ecosistemas naturales para el uso del suelo para actividades relacionadas a la producción agrícola, ganadera, forestal, y su cambio de uso a terrenos urbanos, es considerada como la principal causa de degradación de los reservorios de carbono en los ecosistemas terrestres de Chile. Asimismo, la degradación de los ecosistemas implica pérdida de biodiversidad y potencialmente una disminución en la capacidad de secuestro de carbono (el servicio ecosistémico basado en la capacidad de la vegetación para almacenar el carbono atmosférico en forma de biomasa) de los diferentes tipos de ecosistemas de Chile. Sin embargo, pocos estudios consideran a los procesos bióticos y el rol de la biodiversidad en la distribución del carbono entre los reservorios terrestres y atmosféricos de este elemento.

La descomposición del carbono proveniente de la materia orgánica del suelo es uno de los procesos más importantes en la dinámica del ciclo de este nutriente en los ecosistemas. El CO<sub>2</sub> fijado durante la fotosíntesis es devuelto a la atmósfera y se espera que el cambio climático cause cambios significativos en la descomposición de la materia orgánica (Bradford, 2013), liberando grandes cantidades de carbono secuestrado en áreas que han sido por mucho tiempo, en Chile y en el mundo, sumideros de carbono (por ejemplo, las turberas patagónicas, los bofedales altoandinos y los bosques templados) (Figura 11). Lo anterior puede generar una

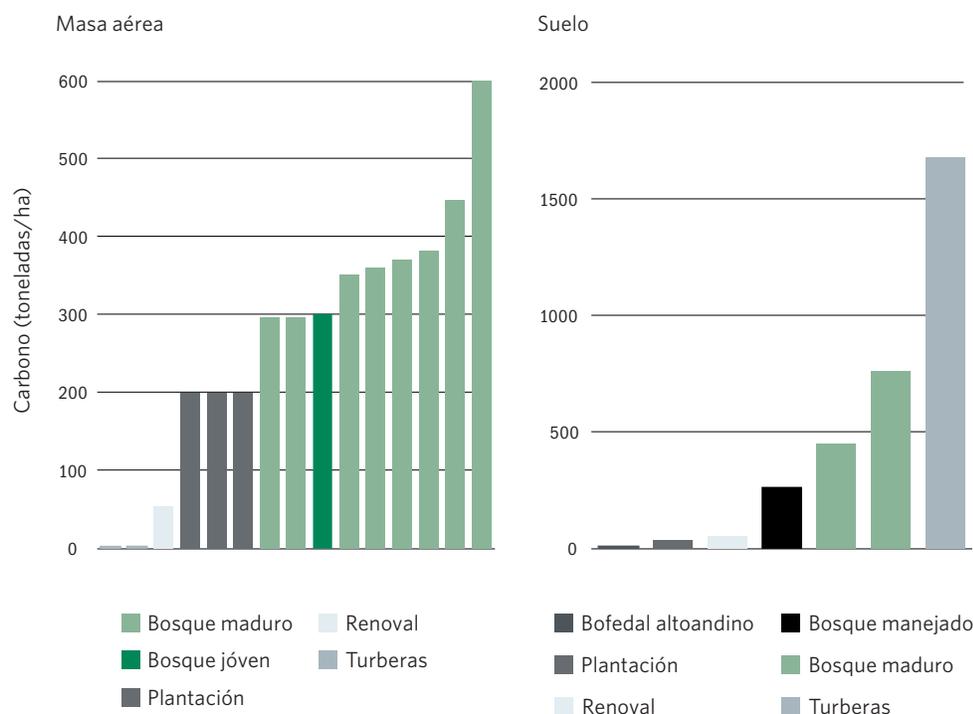


Figura 11. Diferencias en los reservorios de carbono en distintos ecosistemas de Chile y plantaciones de especies exóticas. A) Valores de carbono en toneladas por hectárea medido en la biomasa aérea; B) valores de carbono en toneladas por hectárea medido en el suelo a 5-20 cm de profundidad. Los valores se presentan transformados en escala logarítmica base 10 para facilitar la comparación. Ver Anexo 5 para las citas a las fuentes de información usadas para la generación de estos gráficos.



retroalimentación positiva con el calentamiento (Lenton *et al.*, 2008); sin embargo, estudios recientes indican que los cambios en la biodiversidad tienen el potencial de modificar las tasas de descomposición (Handa *et al.*, 2014) y, por lo tanto, las reservas de carbono de los ecosistemas terrestres.

La comprensión de los factores dominantes que regulan la descomposición de la hojarasca y el secuestro de carbono en los ecosistemas de Chile no tan solo es importante en un contexto científico, sino que también permite contribuir a la toma de decisiones de la gestión de los ecosistemas y en la política medioambiental mundial. El conocimiento de estos factores, y su efecto en la descomposición de la hojarasca y el secuestro de carbono, permiten mejorar las predicciones futuras de cómo responderían las reservas de materia orgánica del país al calentamiento climático (Chen *et al.*, 2018; Tuomi *et al.*, 2009) y, por ende, permite evaluar cómo esto afecta a la magnitud de intercambio entre la biósfera y la atmósfera, y generar una retroalimentación positiva de cambio climático. Así, para informar la política sobre el cambio climático mundial, debemos asegurarnos de que los factores dominantes que regulan la descomposición se identifiquen de una forma precisa.

La evidencia científica señala que el bosque nativo contiene mayor cantidad de carbono secuestrado en biomasa vegetal y en los suelos que una plantación forestal (es decir, establecida como monocultivos de especies de rápido crecimiento que cubren grandes superficies). Estas diferencias se deben, entre otros factores, a la presencia de especies longevas que viven entre 325 años (por ejemplo, roble, *Nothofagus obliqua*), 480 años (olivillo, *Aextoxicon punctatum*) y hasta 3.500 años (alerce, *Fitzroya cupressoides*) (Lara y Villalba, 1993; Salas y García, 2006), y a la relación entre las plantas y los microorganismos descomponedores y las condiciones climáticas. De hecho, los bosques nativos y los suelos del sur de Chile están entre los ecosistemas que poseen mayor cantidad de carbono por unidad de área en el mundo (Keith, Mackey y Lindenmayer, 2009), pero desgraciadamente sufren una alta tasa de deforestación (Heilmayr y Lambin, 2016). Se han reportado valores de carbono (en biomasa arbórea y suelo) de  $505 \text{ t ha}^{-1}$  (millones de gramos de carbono por hectárea), en tanto que una plantación de pino ponderosa (*Pinus ponderosa*) adyacente almacena  $295,7 \text{ t ha}^{-1}$  en la zona de Coyhaique (Stolpe, Dubé y Zagal, 2010). De manera similar, se han reportado contenidos de carbono promedio en la biomasa arbórea y en el suelo para el bosque siempreverde de  $502,8 \text{ t ha}^{-1}$  (Gayoso, 2001). Por otro lado, en ocasiones el contenido de carbono en la biomasa arbórea arroja valores que en promedio son superiores en los bosques nativos ( $360 \text{ t ha}^{-1}$ ) que el medido en una plantación de pino ( $170 \text{ t ha}^{-1}$ ) (Gayoso, 2001). Por lo tanto, lo que la evidencia sugiere es que los bosques nativos almacenan más carbono que las plantaciones.

Sin embargo, es importante considerar que dentro de los distintos bosques de Chile hay diferencias. Por ejemplo, Urrutia-Jalabert, Malhi y Lara (2015) reportan que la cantidad de carbono en la biomasa arbórea de bosques de alerce andino es de  $482,3 \text{ t ha}^{-1}$ , en tanto que en bosques de alerce costero decrece a  $113,4 \text{ t ha}^{-1}$ . Lo anterior demuestra que es importante tener mejores censos del rol de la biodiversidad arbórea y el ciclo del carbono e incrementar la información sobre el rol de los bosques de Chile como sumideros de carbono (Pérez-Quezada *et al.*, 2018). Asimismo, en suelos andinos derivados de cenizas volcánicas, las reservas pueden fluctuar, por ejemplo, entre  $483 \text{ t ha}^{-1}$  para el bosque siempreverde y  $288 \text{ t ha}^{-1}$  para el bosque deceduo en los primeros 85 cm de profundidad de suelo (Panichinia *et al.*, 2017). Finalmente, es importante desarrollar modelos que nos permitan entender el efecto de la transformación y degradación del bosque, ya que sabemos que la transformación de bosque en turberas de origen antrópico disminuye el balance de carbono de  $-238 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  en el bosque a entre  $-135 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  y  $-33 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  en turberas aleñañas (Valdés-Barrera *et al.*, 2019).

Los bosques de Chile no son los únicos ecosistemas en el país que son reservas importantes de carbono, pero son los que más se mencionan y estudian. Sin embargo, los matorrales de Chile Central también están sujetos a fuerte presión por cambio de uso de suelo y, aunque existen pocos datos, se ha reportado una disminución del 50% en el carbono orgánico del suelo (Muñoz, Zagal y Ovalle, 2007), que si bien no es el reservorio total de carbono, sí representa una fracción muy importante, y además es donde se encuentra la mayor diversidad microbiana (Powlson, 1994). Por lo tanto, la pérdida de los matorrales de Chile Central sí tiene un efecto negativo en el ciclo del carbono.

Las turberas son otro ejemplo de ecosistemas chilenos poco considerados en la captura de carbono (Figura 11). La tasa de secuestro en las turberas es un elemento crucial para comprender el ciclo global de carbono, y ha sido estimada en diferentes escalas de tiempo para determinar su papel en el calentamiento global en el contexto del aumento del  $\text{CO}_2$  atmosférico (Bao *et al.*, 2010; Joosten y Clarke, 2002; Valdés-Barrera *et al.*, 2019). A esto se añade que una mejor gestión de las reservas y los flujos de carbono de las turberas patagónicas y altoandinas puede contribuir sustancialmente a reducir las concentraciones de gases de efecto



invernadero en la atmósfera (Joosten, 2009). Un reciente estudio mostró que la degradación de turberas por acción antrópica como la cosecha de *Sphagnum* y el forrajeo por ganado modificaron el balance de carbono, lo que disminuyó fuertemente la capacidad de sumidero de este ecosistema (Valdés-Barrera *et al.*, 2019).

Aunque a nivel global y nacional se ha propuesto la idea de que las plantaciones forestales de especies exóticas de rápido crecimiento podrían contribuir significativamente a la captura del carbono, es importante hacer hincapié en que esto tiene sus matices. Si bien estas plantaciones forestales de monocultivos poseen altas tasas de crecimiento, son cosechadas a corta edad y su manejo es tradicionalmente orientado a poseer un solo estrato de árboles, lo que no permite el desarrollo de estratos intermedios e inferiores para que otras especies crezcan. Así también, estudios empíricos han demostrado que las plantaciones mixtas (con más de una especie) poseen una mayor productividad que aquellas establecidas como monocultivos (Cusack y Montagnini, 2004; Piotto, 2008). Por lo tanto, las plantaciones forestales serían una contribución al cambio climático si se dieran un par de condiciones, como no establecerlas como una vía de sustitución de bosques naturales, ser plantaciones mixtas (más de una especie) o ser establecidas en formas de mosaico en el paisaje, no ser cosechadas mediante talas rasas (Salas *et al.*, 2016) y ser manejadas como plantaciones multiestratificadas (es decir, como sistemas más complejos). Además, es importante destacar que se ha demostrado globalmente la relación positiva entre la biodiversidad y la productividad de ecosistemas forestales (Liang *et al.*, 2016), por lo que el aumento de la biodiversidad contribuye significativamente a una mayor productividad de los bosques y, en consecuencia, a una mayor retención de carbono tanto de la parte aérea como del suelo en profundidad.

El suelo es un reservorio muy importante de carbono, ya que la biodiversidad de especies de plantas y la microbiana interactúan y mantienen una dinámica de ciclaje y almacenamiento de este nutriente. El suelo es capaz de retener casi tres veces más carbono que la atmósfera (1.500 Gt). De hecho, si hipotéticamente se incorporara solamente 0,4% de carbono del suelo a una profundidad de 1m cada año, en dos años se lograría retirar de la atmósfera 8,9 Gt, equivalente a la cantidad de emisiones antrópicas por año (Iniciativa 4 por 1.000) (Minasny *et al.*, 2017). Esta iniciativa propone aumentar el carbono de la materia orgánica del suelo en 0,4% por año para compensar las emisiones globales. Si en el caso nacional consideráramos un aumento del 0,4% por año, se podrían secuestrar 0,0392 Gt (equivalente a 39 Mt) en todo el país. Lo anterior significa que dos años podrían ser suficientes para compensar las emisiones de CO<sub>2</sub> (0,019 Gt, equivalente a 19,11 Mt de carbono) a 1m de profundidad. Si consideramos únicamente al área agrícola que ocupa cerca de 2 millones de hectáreas, el reservorio de carbono es superior a 0,25 Gt (a 1m de profundidad), que sobrepasa por mucho la capacidad máxima de acumulación de carbono orgánico que poseen nuestros suelos. Por lo tanto, un manejo sustentable debería considerar la capacidad de secuestro del suelo.

Finalmente, el suelo es también un reservorio de agua y un actor clave en el ciclo hidrológico, por lo que mantener la biodiversidad y servicios ecosistémicos que nos otorga debiera ser una preocupación importante del Gobierno de Chile ante los compromisos internacionales sobre cambio climático.

## INVASIONES BIOLÓGICAS

Las invasiones biológicas, entendidas como el movimiento causado por el hombre de especies fuera de su ámbito biogeográfico nativo (Blackburn *et al.*, 2011), son una de las principales amenazas a la biodiversidad y los servicios ecosistémicos tanto a nivel de Chile (PNUD, 2017) como a nivel global (IPBES, 2019b). La evidencia indica que las especies exóticas invasoras (EEI) pueden causar cambios severos en la biodiversidad y las funciones ecosistémicas, con el consecuente deterioro de los servicios ecosistémicos (Early *et al.*, 2016).

El cambio climático ha sido citado como un potenciador de los procesos de invasiones biológicas a través de dos vías: i) directamente, al cambiar las condiciones de los ecosistemas invadidos haciéndolos más susceptibles a la llegada de nuevas especies, o ii) indirectamente, debido a que frente al cambio climático los seres humanos van a modificar sus actividades (por ejemplo, rutas de comercio y transporte, cultivos), lo que aumenta las posibilidades de nuevas introducciones de especies (intensidad y diversidad de la presión de propágulos) (Hellman *et al.*, 2008). El cambio climático no solo altera los ecosistemas y tanto el establecimiento como el avance de las especies invasoras, sino que también puede dificultar las acciones de manejo para controlar las especies exóticas invasoras y restaurar los ecosistemas invadidos (Lu *et al.*, 2015). Así, por ejemplo, acciones de control y restauración que fueron eficientes en un clima histórico podrían fallar bajo los nuevos escenarios de cambio climático.

En Chile, los escenarios de cambio climático plantean cambios multidireccionales en los ecosistemas. Sin duda, esto generará cambios en las condiciones ambientales (clima local), pero también puede producir un

aumento de fenómenos intensos de perturbación ambiental (por ejemplo, eventos climáticos catastróficos, intensidad de incendios de plantaciones y bosque nativo, mortalidad masiva por plagas o sequía). Las especies exóticas invasoras podrían estar mejor adaptadas a estos escenarios climáticos y de perturbaciones que las especies nativas, lo que puede causar la pérdida de la biota nativa y su gradual reemplazo por estas especies (Pecl *et al.*, 2017). En particular, son las especies nativas especialistas las que pueden verse más afectadas por dinámicas de cambio climático, ya que las especies exóticas invasoras pueden adaptarse y expandir rápidamente sus poblaciones bajo estas nuevas condiciones.

Para entender los efectos del cambio climático en las especies exóticas invasoras, en esta sección se analizan distintos grupos de organismos invasores en Chile, abordando casos actuales y sus respuestas al cambio climático, como también el potencial surgimiento de nuevas especies exóticas invasoras.

### Plantas

La modelación de los nichos climáticos de las plantas exóticas residentes en el país bajo dos escenarios del cambio climático predice una expansión (Figura 12), sobre todo en Chile Central, la Patagonia —incluyendo Tierra del Fuego— y el desierto costero, lo cual podría afectar muchas especies nativas al competir con ellas directamente por espacio físico o indirectamente al secuestrar sus polinizadores cuando las densidades de

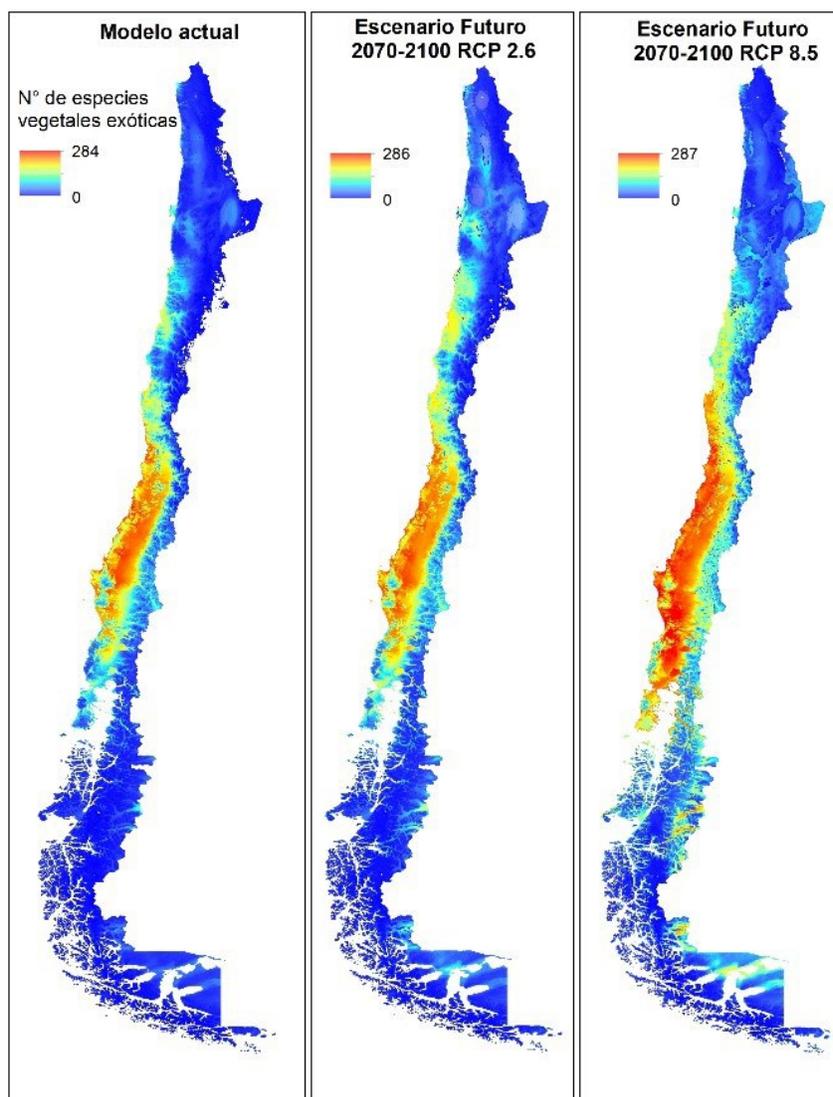


Figura 12. Cambios en las áreas potenciales de distribución para especies de plantas exóticas bajo cambio climático basado en el modelamiento del nicho climático de las especies. Fuente: Elaboración propia. Los análisis se basan en las predicciones de clima del GCM HADGEM2\_ES. La base de datos para las especies exóticas es la misma usada por Fuentes *et al.* (2013). Esta base contiene suficientes ocurrencias georreferenciadas para modelar el área potencial de distribución de 314 (50,7%) de las especies registradas en Chile.



las exóticas son altas (Muñoz y Cavieres, 2008). Se produciría así un avance de las especies exóticas invasoras hacia zonas actualmente más alejadas del centro del país, proceso que sin duda tendrá una sinergia con el avance de la urbanización, el cambio de uso del suelo y el aumento de la infraestructura vial.

Las especies arbóreas con fines forestales que tienen comportamiento invasor (por ejemplo *Pinus*, *Acacia*, *Eucalyptus*) se verán particularmente favorecidas con el cambio climático, ya que cuentan con adaptaciones a condiciones de sequía y estrés ambiental que son ventajosas al momento de competir con las especies dominantes del bosque nativo chileno (como *Nothofagus* spp.). *Eucalyptus globulus* en el centro-sur de Chile, en ausencia de heladas que destruyan sus plántulas en estados iniciales, podría comenzar a invadir áreas naturales como ya ocurre en España y Portugal (Catry et al., 2015). Para el género *Pinus*, su invasión ocurre en áreas donde existe menos competencia con las especies nativas (Bustamante y Simonetti, 2005), por lo que la mortalidad de especies arbóreas nativas podría favorecer la invasión de pinos en áreas actualmente ocupadas por bosques naturales. En un escenario de cambio climático es esperable una mayor retroalimentación positiva entre el aumento de la frecuencia y magnitud de incendios forestales (por ejemplo, Pauchard et al., 2008; véase la sección «Sinergias con incendios forestales»), y el establecimiento y avance de especies exóticas invasoras adaptadas al fuego. Entre las especies más favorecidas se encontrarán especies herbáceas como *Bromus* spp. (Contreras et al., 2011); arbustivas como *Genista monspessulana* y *Ulex europaeus* (Altamirano et al., 2016; García et al., 2015); y arbóreas como *Pinus* spp. y *Acacia* spp. (Cobár-Carranza et al., 2015; Le Maitre et al., 2011; Taylor et al., 2017).

Por otro lado, los ecosistemas de montaña y zonas frías que se han considerado relativamente protegidos de las invasiones biológicas, se verán expuestos a la llegada de especies exóticas invasoras generalistas que pueden avanzar desde los valles o zonas más templadas a las zonas altas o zonas frías del país (por ejemplo, zona subantártica) (Pauchard et al., 2016). De hecho, la Figura 12 predice una clara expansión hacia alturas mayores en Chile Central, sobre todo en el escenario más extremo (RPC 8.5). En un estudio experimental de especies exóticas invasoras, Lembrechts et al. (2016) demostraron que las especies comunes en los valles de la región de Magallanes podían alcanzar incluso las zonas más frías si es que existía suficiente perturbación, pero que las zonas intermedias de la montaña (zonas menos frías) eran las más apropiadas para su crecimiento. En general, se espera que el cambio climático amplíe el rango de las especies exóticas invasoras hacia mayores altitudes y latitudes (Petitpierre et al., 2016).

Frente a los escenarios de cambio climático, organismos públicos y privados están promocionando el uso de especies vegetales adaptadas a la sequía, muchas de las cuales pueden ser potenciales especies exóticas invasoras. Por ejemplo, *Pennisetum* sp. está siendo utilizada para la estabilización y ornamentación de orillas de carreteras. Estos pastos son capaces de crecer y reproducirse en zonas sin necesidad de riego, propagándose rápidamente fuera de las áreas donde fueron establecidos. Lo mismo puede ocurrir con especies utilizadas para la ganadería, como especies de praderas (Driscoll et al., 2015), ornamentales (Klonner et al., 2019) o especies para la producción de biomasa (Richardson y Blanchard, 2011), para todas las cuales se están seleccionando ecotipos capaces de soportar condiciones de sequía.

## Animales

En Chile, los vertebrados invasores destacan por sus impactos graves en ecosistemas y el bienestar humano (Iriarte, Lobos y Jaksic, 2005). El cambio climático acentuará estos impactos al debilitar la resiliencia de los ecosistemas. Por ejemplo, se ha detectado un acelerado avance del visón (*Neovison vison*) desde el sur de Chile y Argentina hacia la zona centro-sur del país, simplemente debido a la colonización de nuevos hábitats donde no tiene predadores naturales (Anderson et al. 2006; Crego et al., 2018; Schüttler et al., 2009). Con el cambio climático no debiera haber mayores modificaciones en la dinámica de avance, pero los impactos podrían ser mayores debido a las reducciones poblacionales de las especies depredadas (por ejemplo, aves). En el caso de la rana africana *Xenopus laevis*, se espera que la especie se adapte a las nuevas condiciones más cálidas de Chile Central manteniendo su carácter invasor (Cortes et al., 2016). En términos generales, ecosistemas fríos como las montañas y los ecosistemas subantárticos serán aún más susceptibles a especies exóticas invasoras de vertebrados generalistas (Schüttler et al., 2019).

El mercado de mascotas exóticas —como mamíferos, reptiles y anfibios—, además de peces de acuario, es otro potencial vector de invasión que se va a ver potenciado por el cambio climático. Nuevas variedades y especies adaptadas a mayores temperaturas en ciudades podrán rápidamente adaptarse a las condiciones en ambientes periurbanos. Tal es el caso del geko mediterráneo (*Tarentola mauritanica*), cuya población en la ciudad de Santiago ha ido en aumento desde mediados de la década del 2000 (Arredondo y Núñez, 2014).



Algunas de estas especies exóticas invasoras «urbanas» pueden tener impactos altos sobre la salud pública y la salud de las especies nativas, como en el caso de la invasión de la cotorra argentina y su alta carga parasitaria (Briceño *et al.*, 2017).

### Hongos

Los hongos invasores han sido reportados como causantes de impactos ecosistémicos profundos, como la extinción casi total de *Castanea americana* en América del Norte. Recientemente, también se ha reportado un número creciente de especies de hongos micorrízicos invasores que han sido capaces de adaptarse a nuevos hospederos —por ejemplo, especies micorrízicas de pinos en bosques patagónicos (Hayward, Horton y Núñez, 2015)—. Si bien la relación de estos hongos invasores con el cambio climático no ha sido estudiada en Chile, es probable que en el caso de hongos patógenos el debilitamiento de las especies vegetales nativas causada por el estrés ambiental facilite la infección e incremente el efecto perjudicial de estos agentes. Por ejemplo, el daño foliar que se está registrando en *Araucaria araucana*, asociado a eventos de sequía, se ha postulado podría deberse tanto al daño fisiológico directo de la sequía como también al efecto de hongos patógenos, parásitos débiles e inclusive hongos normalmente considerados saprófitos que pueden estar siendo favorecidos por un severo estrés de los árboles («predisposición»), y es difícil determinar con certeza si estos hongos son nativos o especies exóticas invasoras (Jung *et al.*, 2018). Un efecto aún más perjudicial ha tenido la presencia del hongo quítrido en los anfibios chilenos: esta especie exótica invasora sigue expandiéndose hacia el sur del país y podría ampliar aún más su rango por efecto del cambio climático (Bacigalupe *et al.*, 2017) con consecuencias sobre la diversidad de anfibios.

### PLAGAS AGRÍCOLAS

Entre los efectos del cambio climático sobre la fitosanidad tenemos el establecimiento de nuevas plagas hasta ahora restringidas por las condiciones climáticas del país, el recrudescimiento de problemas causados por organismos exóticos presentes y la aparición de brotes de organismos nativos que se mantienen a bajas abundancias actualmente. En el primer caso, la presión de ingreso de nuevas plagas ha mostrado un claro patrón creciente (Ferrada *et al.*, 2007; Ide *et al.*, 2014). Considerando la diversidad de ambientes de los cuales estos insectos provienen y los cambios proyectados en el clima del país, el riesgo de establecimiento de nuevas plagas se anticipa mayor que al actual.

En relación con un aumento de los problemas causados por plagas presentes, si bien PNUD (2017) lista cerca de 120 insectos asilvestrados en Chile, el número reportado en la literatura especializada excede por mucho esa cifra (datos preliminares del proyecto «A Database of the Exotic Insects of Chile»). Este alto número hace que la probabilidad de que alguno aumente su impacto sobre algún servicio ecosistémico mediado por el cambio climático sea muy alta. En este sentido, la sinergia entre el cambio climático y especies invasoras representa una importante amenaza para la biodiversidad. Por ejemplo, bajo escenarios de cambio climático ciertas especies exóticas podrían desplazar a las nativas en ecosistemas montañosos (Molina-Montenegro, Briones y Cavieres, 2009).

Son escasas las predicciones del impacto de plagas agrícolas bajo escenarios de cambio climático en Chile. En el caso de evidencia experimental, si bien muchos experimentos no fueron desarrollados para evaluar las consecuencias del cambio climático, al utilizar un amplio rango de temperaturas en los diseños estos permiten hacer predicciones de la respuesta al fenómeno. Ejemplos recientes en Chile son los modelos desarrollados para *Maconellicoccus hirsutus* (Jara *et al.*, 2013), *Cydia pomonella* (Barros-Parada, Knight y Fuentes-Contreras, 2015) o *Scaphoideus titanus* (Quiroga *et al.*, 2017). Por otra parte, evaluaciones utilizando modelos de nicho ecológico están disponibles para algunas plagas importantes del país. Por ejemplo, en el caso de insectos de los granos, estos predicen una mayor abundancia y un aumento de su rango de distribución en el país (Estay, Lima y Labra, 2009).

Nuevos brotes poblacionales de organismos nativos o un aumento en su frecuencia es también una potencial consecuencia del cambio climático. Si bien no existe una evaluación directa del rol del cambio climático en el aumento de los brotes de *Ormiscodes amphimone* en la Patagonia chilena (Figura 13), al extrapolar evaluaciones en territorio argentino (Paritsis y Veblen, 2011) se podría sugerir que los masivos brotes ocurridos en los últimos veinte años en la región de Aysén (Chávez *et al.*, 2019b, Estay *et al.*, 2019) que han producido un importante efecto en la productividad de los bosques de *Nothofagus pumilio*, podrían deberse al notable calentamiento experimentado por la región.



Figura 13. Larvas de *Ormiscodes amphimone* (Lepidoptera: Saturniidae), especie nativa, alimentándose en plantas jóvenes de lenga (*Nothofagus pumilio*) en la Patagonia en el verano de 2018-2019 (izquierda). Aspecto de un bosque atacado tomado desde el aire (derecha). Fuente: Ronald Rocco. Las áreas de color gris en las imágenes de la derecha corresponden a árboles defoliados. Las larvas también atacan a los bosques de *N. antarctica*.

## SINERGIAS CON INCENDIOS FORESTALES

Debido al cambio climático y al aumento de la actividad humana, los regímenes de incendios históricos están sufriendo severas modificaciones a nivel mundial; los incendios son cada vez más frecuentes y severos, lo que genera múltiples impactos ecológicos y socioeconómicos (Jolly *et al.*, 2015; Running, 2006). Estos impactos ocurren tanto a pequeña como a gran escala, y pueden ser prolongados en el tiempo (De la Barrera *et al.*, 2018).

En el centro-sur de Chile, los registros históricos muestran que en tiempos prehispánicos los incendios forestales eran poco frecuentes y muy localizados, y aumentaron con la llegada de los europeos (Camus, 2006; Gonzáles, Veblen y Sibold, 2005). En las últimas décadas, de acuerdo con el pronóstico de González *et al.* (2011), los incendios forestales han aumentado considerablemente entre las regiones de Valparaíso y La Araucanía (González *et al.*, 2018; Úbeda y Sarricolea, 2016). En esta zona del país confluyen la mayor proporción de la población chilena, un gran número de remanentes de ecosistemas endémicos de alto valor ecológico, la mayor extensión de plantaciones forestales de especies exóticas, y la mayor actividad de incendios forestales del país (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). Desde la década de 1970, el número de incendios ha mostrado un aumento consistente, pero la superficie quemada anualmente no sigue una tendencia tan definida (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018; McWethy *et al.*, 2018). En los últimos 30 años, considerando zonas agrícolas, forestales y vegetación natural, se han registrado en todo Chile en promedio aproximadamente 5.800 incendios al año con una superficie quemada promedio anual cercana a las 70.000 ha. La temporada 2016-2017, recordada por el megaincendio que afectó principalmente a la región del Maule, registró la mayor superficie quemada de la que se tenga registro histórico en Chile, alcanzando cerca de 570.000 ha.<sup>6</sup>

En los últimos años se ha avanzado en la comprensión de los promotores abióticos y de manejo del territorio que influyen directamente en la propagación e intensidad del fuego. Inviernos con precipitaciones sobre el promedio en el año anterior a la temporada de incendios, primavera y verano con condiciones secas, y altas temperaturas en primavera y verano, están asociados con la intensidad de los incendios (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). Estas dos últimas variables, precipitación y temperatura en estación de crecimiento, muestran una correlación más fuerte hacia el centro-sur del país (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). Durante la megasequía actual que afecta a gran parte del territorio nacional, el número, la superficie quemada, la simultaneidad, la recurrencia y la duración de incendios de gran magnitud (superiores a 200 ha) ha aumentado significativamente, incluyendo la ocurrencia sin precedentes de grandes incendios durante el invierno. Además, durante este período la temporada de incendios de gran magnitud dejó de estar concentrada en el período estival, extendiéndose al año completo (González *et al.*, 2018).

Aun cuando la actividad del fuego ha aumentado en todas las regiones, las regiones entre Maule y Araucanía han sido las más afectadas por los incendios forestales en la última década (González *et al.*, 2018; McWethy *et al.*, 2018). Estas regiones además concentran el 75% de las plantaciones forestales con especies exóticas (es decir, pinos y eucaliptus), en las cuales se registra la mayor cantidad y superficie afectada por incendios forestales (Gómez-González *et al.*, 2019; González *et al.*, 2018; McWethy *et al.*, 2018).<sup>7</sup> Los incendios muestran una mayor probabilidad de ocurrencia y recurrencia en sectores dominados por plantaciones de especies exóticas, bosques mixtos de nativas y exóticas (es decir, bosques degradados), bosque nativo

6 «Estadísticas históricas», Corporación Nacional Forestal, <http://www.conaf.cl/incendios-forestales/incendios-forestales-en-chile/estadisticas-historicas/>.

7 «Estadísticas históricas».



esclerófilo y matorrales, los que proveen abundante y continua biomasa de alta inflamabilidad (McWethy *et al.*, 2018). La estructura y composición homogénea de las plantaciones forestales promueven una mayor propagación del fuego en comparación con los bosques nativos deciduos de *Nothofagus*, que tienden a tener menor cantidad de incendios por presentar un combustible más heterogéneo y con mayor contenido de humedad (Gómez-González *et al.*, 2019; McWethy *et al.*, 2018). Dado que la principal fuente de ignición (>90%) de los incendios forestales en Chile se asocia con la actividad humana (accidental o intencional), sectores con vegetación más cercanos a centros poblados presentan mayor probabilidad de ocurrencia de incendios forestales (Gómez-González *et al.*, 2019; McWethy *et al.*, 2018). Los sectores más australes también han visto un incremento en incendios catastróficos. La particularidad de estos eventos es que suelen abarcar una superficie mucho mayor y generalmente afectan ecosistemas nativos, lo que por razones de acceso, topografía y clima, hacen a estos incendios muy difíciles de controlar, sumado al hecho de que ocurren en zonas con escaso material para su combate oportuno. Aquí podemos destacar los incendios en el Parque Nacional Torres del Paine en 2012 (cerca de 17.000 ha), Reserva Nacional China Muerta de 2015 (cerca de 3.700 ha) y Colonia Sur, Cochrane en 2019 (cerca de 15.000 ha).<sup>8</sup>

Si bien proporcionalmente los ecosistemas nativos son menos propensos a ser afectados por los incendios comparados con otros usos de suelo, los efectos pueden ser devastadores para ecosistemas categorizados en los niveles altos de amenaza (Carvajal y Alaniz, 2019) producto de diversas presiones antrópicas (Echeverría *et al.*, 2006; García *et al.*, 2019; McWethy *et al.*, 2018; Zhao *et al.*, 2016). Tal es el caso de los reducidos fragmentos de bosques de ruiñ ( *Nothofagus alessandrii* ) en la cordillera de la Costa, en los cuales el megaincendio de 2017 afectó más del 50% de su superficie, 29% con alta severidad (Valencia *et al.*, 2018). Los bosques de *Araucaria araucana* en los Andes presentan ciertas adaptaciones de resistencia al fuego, sin embargo, en la actualidad sus patrones de regeneración estarían siendo afectados por incendios cada vez más intensos y frecuentes (Assal, González y Sibold, 2018; Fuentes-Ramírez *et al.*, 2019). Más allá de los impactos directos sobre ecosistemas y especies amenazados, los bosques nativos afectados por incendios forestales presentan pérdida de riqueza y abundancia de especies nativas (Urrutia-Estrada, Fuentes-Ramírez y Hauenstein, 2018) e importantes cambios estructurales que acrecientan los efectos del cambio climático sobre ellos.

Aparte de los efectos directos del fuego en la vegetación nativa, fauna y suelos, se ha reportado un incremento de plantas exóticas posterior a la ocurrencia de incendios forestales en el país, tanto para ecosistemas naturales mediterráneos como templados y fríos (García *et al.*, 2010; Gómez-González *et al.*, 2011, Paula y Labbe, 2019; Urrutia-Estrada, Fuentes-Ramírez y Hauenstein, 2018). El origen de estos incendios no se relaciona directamente con la presencia de plantas exóticas, pero el impacto de los incendios (propagación, intensidad y severidad) puede ser exacerbado por su presencia. Por ejemplo, *Pinus spp.*, *Genista spp.*, y *Acacia spp.* son altamente inflamables y capaces de promover y modificar el comportamiento del fuego (Cóbar-Carranza *et al.*, 2014; García *et al.*, 2015; Pauchard *et al.*, 2008). A su vez, muchas de estas plantas exóticas son favorecidas por incendios frecuentes generando una retroalimentación positiva que causa rápidas y permanentes modificaciones en los ecosistemas (Brooks *et al.*, 2004; Contreras *et al.*, 2011). Por lo tanto, incendios forestales más frecuentes e intensos pueden producir efectos negativos en la composición y estructura de estos ecosistemas, al actuar selectivamente promoviendo la distribución y abundancia solo de aquellas especies adaptadas al fuego (Gómez-González *et al.*, 2011) hasta generar una homogeneización del ecosistema, lo cual representa una pérdida de diversidad y una simplificación de la composición de especies (McKinney y Lockwood, 1999). En Chile, es probable que los efectos indirectos del cambio climático (como del aumento de los incendios) sean más fuertes que los efectos directos para muchas especies, y que estos efectos indirectos se mantengan por mucho tiempo impidiendo la regeneración o recuperación de los ecosistemas (Albornoz *et al.*, 2013).

## IMPACTOS EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La evidencia científica sobre el impacto del cambio climático (incluyendo calentamiento global y oscilación climática) en los servicios ecosistémicos es aún incipiente en Chile. De un total de 48 artículos científicos relativos a servicios ecosistémicos y cambio climático (agosto 2019 en WoS), menos de la mitad aborda directamente el impacto del segundo en los primeros. Una primera línea de investigación científica se centra en el estudio de los servicios ecosistémicos en paisajes o regiones altamente pobladas de Chile. El efecto conjunto del clima y urbanización en la provisión de los servicios ecosistémicos de regulación del clima y mitigación de

8 «Estadísticas históricas».



microclima fueron estudiados en un gradiente urbano-rural en Santiago entre 1986 y 2014 (Dobbs *et al.*, 2018). Si bien la ciudad experimentó un aumento en la cobertura vegetal durante el período estudiado, se observa un aumento de la temperatura y una disminución en los valores de carbono almacenado ( $11 \text{ MgCO}_2/\text{ha}$ ), posiblemente debido a períodos prolongados de sequía.

Otro estudio reporta que eventos de sequía causan una reacción negativa inmediata en el crecimiento de los árboles ornamentales exóticos de la especie *Robinia pseudoacacia L.* en Santiago, lo cual puede afectar los servicios ecosistémicos que ellos proveen (Moser *et al.*, 2018). Este mismo estudio revela que una prolongación de la estación de crecimiento por cambios en el clima y aumentos de temperatura pueden conducir a un aumento del crecimiento de árboles urbanos en zonas de clima mediterráneo. El corredor ribereño del río Mapocho en Santiago, reconocido como un espacio verde urbano, se caracteriza por mitigar las emisiones de gases de efectos invernadero, pero posee una contribución limitada en la regulación del clima y mitigación de inundaciones (Vásquez Fuentes, 2016). Además, se proyecta que la acción conjunta del cambio climático, urbanización y regímenes de incendios puede reducir la cantidad total de carbono almacenado y la producción vinícola (Martínez-Harms *et al.*, 2017).

Una segunda línea de investigación en Chile aborda los impactos del cambio climático sobre servicios ecosistémicos hídricos. Producto de oscilaciones climáticas, se ha reportado la disminución del tamaño de lagos andinos hipersalinos del desierto de Atacama, lo que ha afectado la oferta de servicios de soporte de hábitat para aves acuáticas (Gajardo y Redón, 2019). Estudios de percepción en Chile Central revelan que las comunidades rurales de la costa del Maule y de la Reserva de la Biósfera La Campana-Peñuelas relacionan la disminución de agua para consumo humano con sequías y con el establecimiento de plantaciones forestales, y que esta pérdida se verá acentuada por el cambio climático (Alfonso *et al.*, 2017; Bidegain *et al.*, 2019). La evidencia revela que la calidad del agua del río Biobío, uno de los más grande de Chile, puede verse negativamente afectada por sequías prolongadas, las cuales inducen a un aumento de la concentración de metales y nutrientes (2010-2015) (Yevenes *et al.*, 2018). Frente a escenarios de variación climática y pérdida de humedales por urbanización en el área metropolitana de Concepción, se espera una pérdida en los servicios ecosistémicos de regulación hídrica en los próximos años (Rojas *et al.*, 2019). Se plantea la necesidad de investigar el impacto del cambio climático en ecosistemas frágiles como los suelos ñadis (suelos volcánico desarrollados en condiciones de mal drenaje), debido a su importancia en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos a la población local (Zuniga *et al.*, 2019).

Una tercera línea de investigación relaciona los servicios ecosistémicos hídricos con el manejo de las coberturas boscosas bajo escenario de déficit de precipitación. Un estudio de quince cuencas del centro-sur de Chile demuestra que la pérdida de capacidad de almacenamiento de cuencas por el establecimiento de plantaciones puras de *Eucalyptus* puede verse incrementado bajo escenarios de déficit de precipitaciones (Barrientos y Iroume, 2018). Adicionalmente, otros estudios afirman que cuencas cubiertas con bosque nativo en la cordillera de la Costa de Valdivia y Maule exhiben una correlación positiva con el coeficiente de escorrentía durante la estación seca (Lara *et al.*, 2009, Little *et al.*, 2009). Un estudio desarrollado en 166 cuencas de la costa del centro-sur de Chile revela una tendencia de pérdida de la oferta potencial del servicio de regulación del flujo hídrico en los últimos 25 años (Esparza, 2017). El efecto combinado de cambio climático y cambio de uso del suelo revela que las cuencas con mayor persistencia de bosques nativos poseen más capacidad de regulación bajo escenarios de precipitación extrema (fenómenos de El Niño y La Niña) observados en Chile.

Una cuarta línea de investigación señala que los incendios del 2017 sobrepasaron el estándar de calidad del aire en las ciudades más pobladas de Chile, con contaminantes atmosféricos que se dispersaron a gran escala (De la Barrera *et al.*, 2018). Además, las plantaciones forestales afectadas por incendios entre 1984 y 2016 emitieron sobre 37 millones de toneladas de  $\text{CO}_2$ , de las cuales el 53% provino de incendios en la región del Biobío (Díaz *et al.*, 2018). Este último estudio también revela una relación significativamente positiva entre plantaciones forestales e incendios, con las plantaciones de 23 años como las que contribuyen con mayores niveles de  $\text{CO}_2$ . Por otra parte, un estudio de valoración del servicio ecosistémico destaca el rol de los ecosistemas forestales naturales del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) como un tipo de seguro contra eventos extremos del clima (Figuroa y Pasten, 2015).



# Brechas en la información científica: Desafíos y recomendaciones de políticas públicas

## UN PROGRAMA SECTORIAL EN BIODIVERSIDAD Y CAMBIO CLIMÁTICO

La evidencia acumulada de efectos directos e indirectos del cambio climático en los ecosistemas de Chile indica que los ecosistemas del país y su biodiversidad están enfrentando un nuevo escenario, cuyas implicaciones todavía no están bien dimensionadas. Desde luego, es probable que haya más efectos directos de los que hemos podido detectar, ya que estudios de este tipo en el país por diversas razones son infrecuentes. Primero, porque para detectar cambios en las especies, ecosistemas y funciones atribuibles al cambio climático se requieren estudios de largo plazo o registros históricos en lugares inalterados que sirven como controles, respectivamente. Los sitios con estudios de largo plazo todavía son escasos en Chile (véase más adelante la sección «Recomendaciones de políticas públicas»). Por otra parte, visitas a las localidades muestreadas temprano en el siglo pasado son pocas, debido a que muchos de los lugares originales de recolecta y muestreo hoy día están altamente perturbados o no pueden ubicarse por falta de georreferenciación precisa. Segundo, porque la duración de los proyectos de investigación y la presión por publicar no son compatibles con el tiempo que se requiere para detectar cambios en la biodiversidad en comunidades naturales. Esto último es una limitación muy compleja y de difícil solución.

Aparte del problema de detectar cambios en los ecosistemas, hay muchas brechas de investigación básica relevantes a la mitigación y la adaptación al cambio climático, las que abarcan distintas escalas espaciales. Primero, hay pocos estudios que detectan los cambios a nivel del país debido al problema de *scaling up* desde el trabajo ecológico local a nivel del territorio. El uso de datos satelitales todavía es escaso, pero tiene gran promesa sobre todo que las series de datos cada día son más largas. Hay trabajos recientes usando el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y otros índices derivados de satélites (por ejemplo, Lara *et al.*, 2018; Zambrano *et al.*, 2018). Al otro extremo, hay una falta de información ecológica y ecofisiológica básica sobre los límites de tolerancia de las especies a los eventos climáticos extremos y las sequías prolongadas; un desconocimiento de los efectos de las sequías en el tamaño poblacional y capacidad reproductiva de los animales —incluyendo los polinizadores— y la regeneración en las plantas en diferentes ecosistemas; y hay poca información sobre grandes tendencias en los *stocks* de carbono en la vegetación y suelo. Desde luego, hay trabajos experimentales en los que se han sometido organismos a un aumento de calor. Sin embargo, este tipo de experimentos, en general, no toman en cuenta la variabilidad climática propiamente tal, la cual es sumamente importante en Chile.

En otro ámbito, con la información actual no es fácil separar los sistemas ecológicos de los forzantes sociales y económicos. En ese sentido, la intensificación de la agricultura como estrategia de desarrollo, la cual llama al país a convertirse en una «potencia agroalimentaria y forestal» (Campos y Polit, 2011), en conjunto



con la disminución marcada de las precipitaciones y aumento de las temperaturas, van a ir ejerciendo una mayor presión sobre ecosistemas naturales, especialmente en mayor altitud (Hannah *et al.*, 2013) y más australes acelerando la tasa de cambio de uso de suelos para agricultura, ganadería y plantaciones y, por tanto, amenazando su viabilidad en la zona central y sur de Chile.

A pesar de estas brechas, es importante recalcar que existe una capacidad instalada en el país en muchas áreas de investigación básica que guardan relación con el cambio climático (Figura 14), pero con diferencias notables entre los grandes temas y entre los procesos y atributos relevantes.

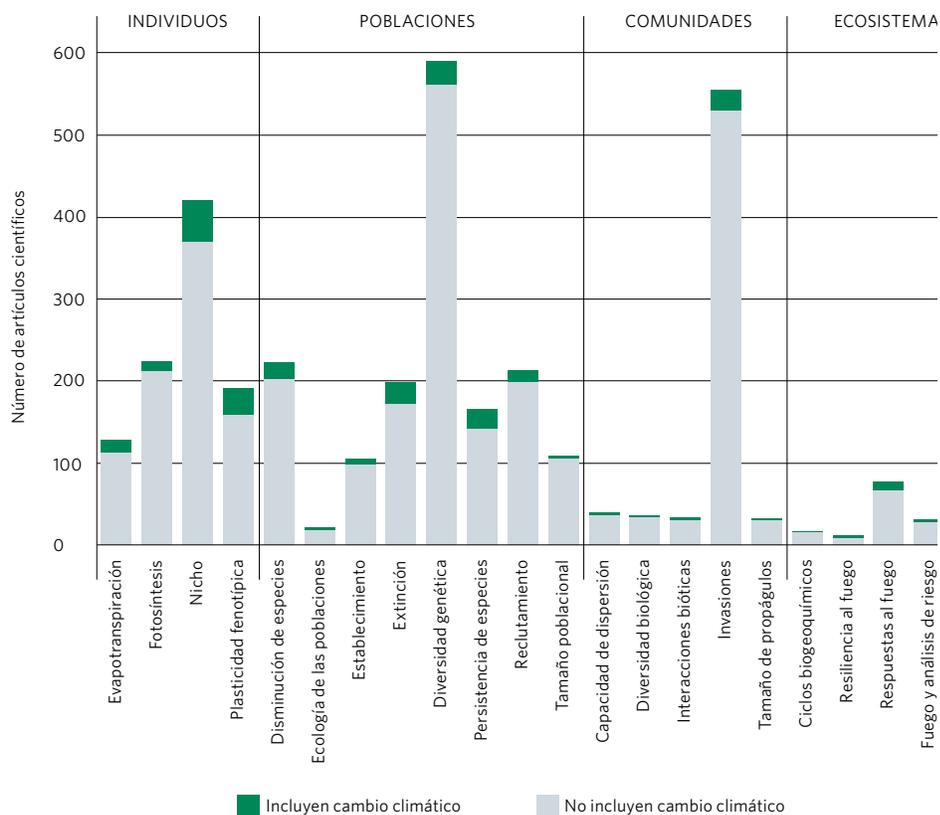


Figura 14. Número de trabajos en WoS (desde 2000) en áreas de ecología que son relevantes para conocer los impactos del CC en la biodiversidad. Fuente: Elaboración propia a partir de una búsqueda usando las palabras mostradas en el eje X junto con «Chile». En una segunda vuelta se agregó «cambio climático» (porción azul de las barras). Hay trabajos que aparecen bajo diferentes palabras de búsqueda. Las palabras de búsqueda se tomaron del esquema conceptual de Prober *et al.* (2012).

Al parecer, el área menos desarrollada es «ecosistemas». En esta área hay temas claves de investigación para Chile, como el impacto del cambio climático en la ocurrencia y severidad de incendios, el efecto del cambio de uso del suelo en el ciclo hidrológico, y las complejidades del ciclo carbono en un escenario de cambio climático. Un área escasamente explorada en Chile es la degradación del suelo forestal. En Chile, aproximadamente el 48,9% de la superficie continental está afectada por erosión severa (CIREN, 2010). Esta erosión se concentra principalmente en el área de bosques templados y mediterráneos bajo plantaciones exóticas y agrícolas (Casanova *et al.*, 2013). Desde los albores del siglo XX, estas áreas han sido erosionadas por el antiguo uso del suelo (cultivo de trigo o pastoreo) (Armesto *et al.*, 2010) y hoy en día por las plantaciones forestales. Desde la implementación del subsidio 701 se han reemplazado cada vez más los bosques nativos y secundarios con plantaciones de árboles exóticos, como *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* (Altamirano *et al.*, 2013). Este reemplazo a menudo se ha justificado al afirmar que los suelos están protegidos por el rápido crecimiento de estas especies exóticas y por el servicio de secuestro de carbono que prestan (Braun, 2015). Las plantaciones forestales hacen que el suelo quede sin protección durante varios años hasta el cierre del dosel. En el intertanto, la capacidad de infiltración de los suelos descubiertos se reduce (Malmer y Grip, 1990), lo que aumenta la escorrentía y la erosión. Hoy en día esta situación se ve agravada en el centro-sur, ya que la intensidad y duración de las precipitaciones están asociadas a eventos extremos provocados por el cambio climático. Existen muy pocos trabajos en Chile sobre el problema de la erosión asociada al cambio de uso del suelo y la pérdida de nutrientes por efecto de las plantaciones forestales e incendios.



La capacidad instalada en Chile en el área de interfaz funciones ecosistémicas y servicios ecosistémicos es claramente incipiente. Entender cómo se relacionan los ecosistemas con la provisión de servicios ecosistémicos a la sociedad más allá de generalidades no es una tarea fácil para Chile, ya que requiere una aproximación transdisciplinaria que incorpore el conocimiento de las ciencias sociales y el conocimiento indígena y local. En este sentido, se requiere una mirada profunda a cómo hacemos ciencia ecológica en Chile y cómo dialoga con otras disciplinas de las ciencias naturales y sociales. Por otra parte, para adaptarse a los efectos de cambio climático, es necesario promover la aplicación de los conocimientos sobre los servicios ecosistémicos. Por ejemplo, un tema relevante que está escasamente desarrollado en Chile es la infraestructura verde (por ejemplo, Hernández-Moreno y Reyes-Paecke, 2018; Vásquez Fuentes, 2016) tanto en ecosistemas prístinos como productivos y urbanos (Barbosa y Villagra, 2015). Esta situación también está dada por la falta de reconocimiento de estructuras, como remanentes boscosos y humedales urbanos, que están bajo presiones debido al proceso de urbanización (Rojas *et al.*, 2015). Los jardines botánicos pueden aportar tanto a infraestructura verde en las grandes urbes como a la conservación de especies amenazadas por el cambio climático y la educación. Sin embargo, hay escaso apoyo del Estado para el desarrollo de jardines botánicos en el país, y una falta de entendimiento por parte de las autoridades de que el desarrollo de un jardín botánico —a diferencia de un zoológico— requiere muchos años y, por lo tanto, no pueden desarrollarse con éxito en bases de proyectos de corto plazo.

Dado que los efectos del cambio climático en la biodiversidad y funciones ecosistémicas serían diferentes en distintas regiones del país, para avanzar desde una perspectiva local recomendamos que cada región del país desarrolle una serie de preguntas claves para guiar la investigación. Estas preguntas debieran cubrir aspectos básicos como la cobertura territorial de información sobre la distribución de la biodiversidad, cómo mejorarla y garantizar su acceso en línea, y las respuestas ecofisiológicas de los organismos, hasta el estudio de atributos de resistencia y resiliencia a los efectos del cambio climático considerando desde el nivel de las poblaciones hasta el paisaje y territorio. Las preguntas de las regiones deben coordinarse de manera nacional, para así evitar duplicidades y potenciar la colaboración entre regiones. La información obtenida serviría para definir políticas y estrategias de mitigación y adaptación que aseguran la provisión de servicios ecosistémicos a lo largo del país. Dado el potencial que tienen los instrumentos de planificación territorial (IPT) para modificar la distribución, calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos en un territorio (Rozas-Vásquez *et al.*, 2018), esta información constituiría un elemento clave para implementar de forma exitosa los lineamientos propuestos en la estrategia nacional de cambio climático y el plan de acción. Además, dado que la evaluación ambiental estratégica presenta una serie de aspectos en común con el enfoque de cascada de servicios ecosistémicos, su integración permitiría incrementar la efectividad de los IPT en términos de adaptación y mitigación al cambio climático (Rozas-Vásquez, Fürst y Geneletti, 2019). Esta iniciativa a nivel de cada región, a su vez, serviría para detectar las brechas en la capacidad humana en las regiones, y desarrollar investigación colaborativa en las distintas universidades y centros de excelencia.

Es necesario que el nuevo Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación lidere la agenda en este trabajo en conjunto con otros ministerios que tienen relación con el tema del cambio climático, como el Ministerio del Medio Ambiente y el Ministerio de Agricultura. Concretamente, dada la seriedad de los efectos de cambio climático en la biodiversidad del país, proponemos que el Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación establezca un programa de investigación sectorial de quince años de duración con objetivos explícitos de corto y largo plazo, tal como existe en el ámbito de la astronomía. La astronomía es muy importante para el país dado sus cielos excepcionales. Proteger la biodiversidad y los ecosistemas del país bajo cambio climático es igualmente importante, teniendo en cuenta los impactos esperados. Los productos de este programa necesariamente serían más amplios que la producción de publicaciones científicas tradicionales, requiriendo insumos específicos para los tomadores de decisiones.



## UN OBSERVATORIO NACIONAL DE LA BIODIVERSIDAD Y ECOSISTEMAS

En el escenario actual de cambio climático, es urgente que Chile cuente con un programa de monitoreo y medición sistemática del estado de los ecosistemas a escala local y regional para anticipar, mitigar o reparar impactos negativos sobre la biodiversidad del cambio climático y uso del suelo. Además, es necesario conocer la capacidad de los ecosistemas y las áreas restauradas para conservar la biodiversidad, y capturar y almacenar carbono en el largo plazo (Armesto, 1990; DeLuca *et al.*, 2010; Lindenmayer y Likens, 2010; Lindenmayer *et al.*, 2015; Lovett *et al.*, 2007).

Proponemos que se cree un observatorio nacional de la biodiversidad y ecosistemas. Para avanzar con rapidez, en una primera fase es recomendable fortalecer e incrementar los esfuerzos ya invertidos en el registro de largo plazo de variables socioambientales en el país. Por ejemplo, la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRV)<sup>9</sup> y el Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales (Simef)<sup>10</sup> ya incluyen elementos de monitoreo de la vegetación y el carbono. Sin embargo, se hace necesario extender el Observatorio de la Biodiversidad a una escala espacial más amplia, solicitando la colaboración de todos los equipos científicos del país, así como también el uso de tecnologías digitales y datos satelitales.

El plan de monitoreo debe partir por mediciones en un conjunto de ecosistemas representativos a lo largo del país (por ejemplo, Martínez-Tillería *et al.*, 2017), en que los procesos relevantes son registrados con un horizonte de largo plazo de acuerdo con el tiempo con que los atributos y procesos cambien (Armesto *et al.*, 2014; Likens, 1989).

Un ejemplo de monitoreo centrado en la medición a largo plazo de variables biofísicas a escala de ecosistemas es la Red Chilena de Estudios Socio-ecológicos de Largo Plazo (LTSER), fundada por el Instituto de Ecología y Biodiversidad hace dos décadas (Gaxiola *et al.*, 2014). Actualmente, esta red se extiende a sitios terrestres y marinos desde ambientes áridos a subantárticos de Chile. La red LTSER mantiene sus bases de datos abiertas al público a través del sitio del Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas<sup>11</sup> y sus respectivos sitios web (Tabla 4), y mantiene conectividad con redes que colectan información sobre el estado de los ecosistemas a escala global (por ejemplo, I-LTER y FLUXNET).<sup>12</sup>

Nombre del sitio	Ecosistemas focales	Institución
Estación Atacama, Alto Patache	Desierto hiperárido, oasis de niebla	Universidad Católica de Chile (sitio web: <a href="http://www.cda.uc.cl/">http://www.cda.uc.cl/</a> )
Sitio experimental Bosque de Fray Jorge	Matorral semiárido – Bosque húmedo de neblina	CONAF, Universidad de La Serena, CEAZA, ( <a href="https://www.ltser-chile.cl/web/estaciones-2fj.html">https://www.ltser-chile.cl/web/estaciones-2fj.html</a> )
Estación costera de investigaciones Marinas (ECIM)	Litoral y submareal somero	Universidad Católica de Chile (sitio web: <a href="http://ecim.bio.puc.cl/es">http://ecim.bio.puc.cl/es</a> )
Bosque San Martín	Bosque valdiviano, roble y olivillo	Universidad Austral de Chile (sitio web: <a href="http://sitiosciencias.uach.cl/bosque-san-martin/">http://sitiosciencias.uach.cl/bosque-san-martin/</a> )
Parque Katalapi	Bosque valdiviano con influencia norpatagónica	Universidad de Concepción (sitio web: <a href="https://www.parquekatalapi.cl/">https://www.parquekatalapi.cl/</a> )
Estación Biológica Senda Darwin, Isla de Chiloé	Bosque norpatagónicos, turberas, matorrales	Fundación Senda Darwin – Universidad Católica de Chile (sitio web: <a href="http://www.sendadarwin.cl/">http://www.sendadarwin.cl/</a> )
Centro científico Huinay	Bosques siempreverdes, taludes marinos	Fundación San Ignacio de Huinay (sitio web: <a href="http://www.huinay.cl/">http://www.huinay.cl/</a> )
Estación Patagonia de investigación interdisciplinaria	Bosques norpatagónicos, canales y estuarios	Universidad Católica de Chile (sitio web: <a href="https://estacionpatagoniauc.cl/">https://estacionpatagoniauc.cl/</a> )
Parque Etnobotánico Omora, Cabo de Hornos e Islas Diego Ramírez (3 sitios)	Bosques subantárticos, matorrales, turberas en el extremo sur de su distribución	Fundación Omora- Universidad de Magallanes (sitio web: <a href="http://www.umag.cl/facultades/williams/">http://www.umag.cl/facultades/williams/</a> )

Tabla 4. Sitios actuales de la Red Chilena de Estudios Socio-Ecológicos de Largo Plazo (LTSER-Chile). Fundada en el 2008 por el Instituto de Ecología y Biodiversidad como ejemplo de monitoreo de largo plazo de ecosistemas. Esta red registra procesos de los ecosistemas, desde el desierto hiper-árido (Estación Atacama, 19° S) a los archipiélagos subantárticos (Parque Etnobotánico Omora y algunas variables colectadas en cada uno de los sitios que se detallan en Gaxiola *et al.* (2014).

Desde luego, algunos procesos, por su naturaleza, requieren observaciones que no pueden quedar restringidas a los actuales sitios del LTSER. Por ejemplo, el monitoreo del avance de la línea arbórea, un indicador importante del cambio climático, requiere series de observaciones en sitios ubicados en montañas en distintas latitudes a lo largo del país. Asimismo, determinar cambios en el contenido de carbono de los bofedales y los suelos requiere muestreos geográficamente extensos. Por otra parte, entender los efectos del fuego sobre la biodiversidad y funciones ecosistémicas requiere acceso a lugares que han sufrido incendios recientes. Si bien los períodos de monitoreo todavía son cortos, el país debe aprovechar la inversión ya realizada en estudios

<sup>9</sup> «Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRV)», Corporación Nacional Forestal, disponible en <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/cambio-climatico/enccrv/>.

<sup>10</sup> «Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales (Simef)», disponible en <https://www.citron.cl/investigacion/sistema-integrado-de-monitoreo-de-ecosistemas-forestales-simef/>.

<sup>11</sup> Sitio web del Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas, disponible en <http://www.ceazamet.cl/>.

<sup>12</sup> Sitio web de International Long Term Ecological Research Network, disponible en [www.ilter-network.org/](http://www.ilter-network.org/), y sitio Web de FLUXNET, disponible en <https://fluxnet.ornl.gov/>.



actualmente funcionando para evaluar y monitorear la biodiversidad, y reparar el impacto de los grandes incendios de los últimos años. En el caso de la polinización, es conveniente contar con múltiples sitios distribuidos en distintos ecosistemas.

Para algunas variables, por ejemplo, la distribución y abundancia de especies, el país podría aprovechar mejor las numerosas áreas silvestres protegidas que cubren gran parte de los ecosistemas nacionales y que, como parte de su propio funcionamiento, requieren el monitoreo de variables claves de biodiversidad y climatología. Al respecto, un estudio de percepción de cambio en 70 áreas silvestres protegidas del país muestra interesantes conclusiones (Conaf, 2018). En este estudio, se indica que los guardaparques han percibido cambios con respecto de la cobertura vegetal, líquenes, hongos, y la distribución y abundancia de la fauna en muchas de estas áreas. Si bien el estudio no proporciona datos cuantitativos, muestra el potencial de las áreas silvestres protegidas y los guardaparques para monitorear los efectos del cambio climático. Las áreas podrían aportar una muy completa cobertura de los ambientes naturales del país, a la cual se debiera sumar una serie de sitios de monitoreo en zonas con mayor influencia humana como zonas agrícolas, forestales y urbanas.

En otro ámbito, es necesario rediseñar el Sistema de Estudios de Impacto Ambiental (SEIA) para tener programas a largo plazo frente a los que podrían cotejar sus resultados o incluso contrastar declaraciones de impacto ambiental contra bases de datos y monitoreos independientes basados en evidencia científica.

Para implementar el Observatorio de Biodiversidad y Ecosistemas a nivel nacional se requerirán liderazgos decididos y complementarios del Ministerio del Medio Ambiente, que debe velar por el estado de nuestros ecosistemas, junto al nuevo Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, institución que tiene la misión de fomentar ciencia relevante para el bienestar actual y futuro de la sociedad chilena. La colaboración de Conaf, institución que actualmente administra el SNASPE, también es clave, y también será clave el rol del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), que se espera pronto entre en vigencia. Las acciones de monitoreo requieren el compromiso de científicos a la largo del país, organizados en una red de investigadores que reportan sus resultados al Observatorio de Biodiversidad y Ecosistemas. El Ministerio del Medio Ambiente debería desarrollar los protocolos e infraestructura digital para capturar la información científica y dar a conocer los resultados al público. La creación de un observatorio nacional de biodiversidad y ecosistemas daría visibilidad a las acciones en el país en cuanto a la protección de su biodiversidad y ecosistemas.

## ACCESO A LA INFORMACIÓN SOBRE BIODIVERSIDAD Y PLATAFORMAS DIGITALES

El modelamiento de la biodiversidad bajo escenarios de cambio climático, así como el entendimiento de la dinámica de los ecosistemas, depende de la disponibilidad de bases de datos georreferenciados de biodiversidad. Mucha de la información sobre biodiversidad en Chile no está fácilmente disponible para su uso en investigación o predicción de escenarios futuros, ya sea porque no está digitalizada o, si está digitalizada, no está disponible públicamente.

En el ámbito de los suelos la situación es similar. La amplia base de datos de series de suelo del país con sus ortofotos a escala 1:20.000 no está fácilmente disponible para los científicos, ya que se deben adquirir a un alto costo en CIREN. Sin duda, las restricciones al uso de la información debilitan las posibilidades de modelamiento y predicción, además de causar duplicidad de esfuerzos, lo que produce costos económicos y limita el avance de la ciencia en Chile. En particular, el país tiene una deuda muy grande con las instituciones que cuidan las colecciones biológicas, con escasos o nulos recursos aportados por el Estado. La información de las colecciones biológicas debe estar disponible en línea e ingresada en plataformas globales como el Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Desde luego, debido a que la taxonomía cambia y requiere constante actualización, es recomendable que las bases de datos y sitios web primarios sean administrados por las instituciones que cuidan las colecciones. Hay que destacar que Chile fue uno de los primeros países en iniciar la digitalización de sus colecciones botánicas —de la Universidad de Concepción y Museo Nacional de Historia Nacional— en América Latina a principios de la década de 1990, con el apoyo de un pequeño proyecto financiado por el Biodiversity Support Program, World Wildlife Fund de Estados Unidos. Lamentablemente, el país ha quedado atrás en cuanto a la puesta en línea de la información. Las autoridades del país en conjunto —Ministerio del Medio Ambiente, Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación— deben encontrar una fórmula para apoyar a las instituciones que mantienen las colecciones biológicas en el entendido



de que la información, debidamente revisada en el tiempo por los expertos, se colocará en línea. La disponibilidad de esta información es esencial no solo para la ciencia, sino también para la realización y evaluación de los estudios de impacto ambiental, para iniciativas en el ámbito de la conservación, el uso sustentable de la biodiversidad del país y la creciente industria del turismo.

## REFERENCIAS

- Aizen, M. A., C. Smith-Ramírez, C. L. Morales, L. Vieli, A. Saez, R. M. Barahona-Segovia, M. P. Arbetman, J. Montalva, L. A. Garibaldi, D. W. Inouye y L. D. Harder (2019). «Coordinated species importation policies are needed to reduce serious invasions globally: The case of alien bumblebees in South America». *Journal of Applied Ecology* 56: 100-106.
- 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. doi: 10.1371/journal.pone.0119952.
- (2018). «Relationships between ecological niche and expected shifts in elevation and latitude due to climate change in South American temperate forest plants». *Journal of Biogeography* 45: 2.272-2.287.
- Albornoz, F. E., A. Gaxiola, B. J. Seaman, F. I. Pugnaire y J. J. Armesto (2013). «Nucleation-driven regeneration promotes post-fire recovery in a Chilean temperate forest». *Plant Ecology* 214(5): 765-776.
- Alfonso, A., F. Zorondo-Rodríguez y J. A. Simonetti (2017). «Perceived changes in environmental degradation and loss of ecosystem services, and their implications in human well-being». *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 24: 561-574.
- Allen, C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni et al. (2010). «A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests». *Forest Ecology and Management* 259(4): 660-684.
- Altamirano, A., P. Aplin, A. Miranda, L. Cayuela, A. C. Algar y R. Field (2013). «High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures». *Applied Geography* 40: 199-211.
- Altamirano, A., J. P. Cely, A. Etter et al. (2016). «The invasive species *Ulex europaeus* (Fabaceae) shows high dynamism in a fragmented landscape of south-central Chile». *Environmental Monitoring and Assessment* 188(8), 495. doi: 10.1007/s10661-016-5498-6.
- Anderson, C. B., R. Rozzi, J. C. Torres-Mura, S. M. McGehee, M. F. Sherriffs, E. Schüttler y A. D. Rosemond (2006). «Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile». *Biodiversity & Conservation* 15: 3.295-3.313.
- Armas, C., J. R. Gutiérrez, D. A. Kelt y P. L. Meserve (2016). «Twenty-five years of research in the north-central Chilean semiarid zone: The Fray Jorge Long-Term Socio-Ecological Research (LTSER) site and Norte Chico». *Journal of Arid Environments* 126: 1-6. doi: 10.1016/j.jaridenv.2015.12.008.
- Armesto, J. J. (1990). «Estudios a largo plazo: Una prioridad para la investigación ecológica de hoy». *Revista Chilena de Historia Natural* 63: 7-9.
- Armesto, J. J., D. Manuschevich, A. Mora, C. Smith-Ramírez, 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: forest transitions wind power planning, landscapes and publics». *Land Use Policy* 27: 148-160.
- Armesto J. J., M. Núñez-Ávila, P. Donoso y R. Rozzi (2014). «Avances de una red de sitios de estudios ecológicos a largo plazo en el suroeste de Sudamérica». *Bosque* 35: 413-414.
- Arredondo, C. y H. Nuñez (2014). «*Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758), A new species of lizard for Chile (Reptilia, Phyllodactylidae)». *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 63: 73-76.
- Arroyo, M. T. K., J. J. Armesto y C. Villagrán (1981). «Plant phenological patterns in the high Andean Cordillera of Central Chile». *Journal of Ecology* 69: 205-233.
- Arroyo, M. T. K., J. J. Armesto y B. B. Primack (1985). «Community studies in pollination ecology in the high temperate Andes of Central Chile. II. Effect of temperature and visitation rates and population possibilities». *Plant Systematics and Evolution* 149: 187-203.
- Arroyo, M. T. K., L. A. Cavieres, A. Peñaloza y M. A. Arroyo-Kalin (2003). «Positive associations between the cushion plant *Azorella monantha* (Apiaceae) and alpine plant species in the Chilean Patagonian Andes». *Plant Ecology* 169: 121-129.
- Arroyo, M. T. K., P. Chacon y L. A. Cavieres (2006). «Relationship between seed bank expression, adult longevity and aridity in species of *Chaetanthera* (Asteraceae) in central Chile». *Annals of Botany* 98: 591-600.
- Arroyo, M. T. K., L. S. Dudley, G. Jespersen, D. Pacheco y L. A. Cavieres (2013). «Temperature-driven flower longevity in a high-alpine species of *Oxalis* influences reproductive assurance». *New Phytologist* 200: 1.260-1.268.
- Arroyo, M. T. K., M. Mihoc, P. Plissock y M. Arroyo-Kalin (2005). «The Magallanic moorland. The world's largest wetlands: ecology and conservation». En L. Fraser y P. Keddy (editores), *The World's Largest Wetlands* (pp. 424-445). Nueva York: Cambridge University Press.
- Arroyo, M. T. K., R. Primack y J. J. Armesto (1982). «Community studies in pollination ecology in the high temperate Andes of central Chile. 1. Pollination mechanisms and altitudinal variation». *American Journal of Botany* 69: 82-97.
- Arroyo, M. T. K. y F. Squeo (1990). «Relationship between plant breeding systems and pollination». En S. Kawano (editor), *Biological Approaches and Evolutionary Trends in Plants* (pp. 205-227). Londres: Academic Press.
- Arroyo, M. T. K. y P. Uslar (1993). «Breeding systems in a temperate mediterranean-type climate montane sclerophyllous forest in central Chile». *Botanical Journal of the Linnean Society* 111: 83-102.
- Assal, T., M. González y J. Sibold (2018). «Burn severity controls on postfire *Araucaria Nothofagus* regeneration in the Andean Cordillera». *Journal of Biogeography* 45(11): 2.483-2.494. doi: 10.1111/jbi.13428.

## REFERENCIAS

- Bacigalupe, L. D., C. Soto Azat, C. García Vera, I. Barria Oyarzo y E. L. Rezende (2017). «Effects of amphibian phylogeny, climate and human impact on the occurrence of the amphibian killing chytrid fungus». *Global Change Biology* 23(9): 3.543-3.553. doi: 10.1111/gcb.13610.
- Bacigalupe, L. D., I. A. Vásquez, S. A. Estay, A. Valenzuela-Sánchez, M. Alvarado-Rybak, M. A. Peñafiel Ricarte, A. A. Cunningham y C. Soto-Azat (2019). «*Batrachochytrium dendrobatidis* in a biodiversity hotspot: Identifying and validating high-risk areas and refugia». *Ecosphere* 10: e02724. doi: 10.1002/ecs2.2724.
- 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.
- Bao, K., X. Yu, L. Jia y G. Wang (2010). «Recent carbon accumulation in Changbai Mountain peatlands, northeast China». *Mountain Research and Development* 30: 33-42.
- Barahona-Segovia R., C. Smith-Ramírez y J. C. Huaranca (s/f). «*Bombus terrestris* in sympatry with highland *Bombus* native from South America: consequences and waiting effects». Inédito.
- Barbosa, O. y P. Villagra (2015). «Socio-ecological studies in urban and rural ecosystems in Chile». En R. Rozzi, S. F. Chapin, J. B. Callicott, S. T. A. Pickett, M. Power, J. J. Armesto y R. H. May Jr. (editores), *Earth Stewardship: linking ecology and ethics in theory and praxis*. Berlín: Springer Verlag.
- Barrientos, G. y A. Iroume (2018). «The effects of topography and forest management on water storage in catchments in south-central Chile». *Hydrological Processes* 32: 3.225-3.240.
- Barroso, O., R. D. Crego, J. Mella, S. Rosenfeld, T. Conzador, R. Mackenzie, J. C. Torres-Mura, R. Vásquez y R. Rozzi (2019). «Ciencia ciudadana y estudios ornitológicos a largo plazo: Primer monitoreo anual del ensamble de aves en el Parque Marino Islas Diego Ramírez-Paso Drake, Chile». *Magallania* 47.
- Barros-Parada, W., A. L. Knight y E. Fuentes-Contreras (2015). «Modeling codling moth (Lepidoptera: Tortricidae) phenology and predicting egg hatch in apple orchards of the Maule Region, Chile». *Chilean Journal of Agricultural Research* 75: 57-62.
- Bastin, J. F., Y. Finegold, C. García, D. Mollicone, M. Rezende, D. Routh, C. M. Zohner y T. W. Crowther (2019). «The global tree restoration potential». *Science* 365: 76-79.
- Bennett, M., P. A. Marquet, C. Sillero-Zubiri y J. Marino (2019). «Shifts in habitat suitability and the conservation status of the endangered Andean cat *Leopardus jacobita* under climate change scenarios». *Oryx* 53: 356-367.
- Bidegain, I., C. Cerda, E. Catalan, A. Tironi y C. López-Santiago (2019). «Social preferences for ecosystem services in a biodiversity hotspot in South America». *Plos One* 14. doi: 10.1371/journal.pone.0215715.
- Blackburn, T. M., P. Pyšek, S. Bacher, J. T. Carlton, R. P. Duncan, V. Jarošík y D. M. Richardson (2011). «A proposed unified framework for biological invasions». *Trends in Ecology & Evolution* 26(7): 333-339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023.
- Boisier, J. P., C. Álvarez-Garretón, R. R. Cordero, A. Damiani, L. Gallardo, R. D. Garreaud, F. Lambert, C. Ramallo, M. Rojas y R. Rondanelli (2018). «Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations». *Elementa: Science of the Anthropocene* 6(1): 74. doi: 10.1525/elementa.328.
- Bozinovic, F., P. Calosi y J. I. Spicer (2011). «Physiological Correlates of Geographic Range in Animals». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42: 155-179. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-102710-145055.
- Bozinovic, F. y L. Cavieres (editores) (2019). *La vulnerabilidad de los organismos al cambio climático: Rol de la fisiología y la adaptación*. Santiago: Center of Applied Ecology and Sustainability; Instituto de Ecología y Biodiversidad.
- Bozkurt, D., M. Rojas, J. P. Boisier y J. Valdivieso (2018). «Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios». *Climatic Change* 150: 131-147.
- Bradford, M.A. (2013). «Thermal adaptation of decomposer communities in warming soils». *Frontiers in Microbiology* 4: 333. doi: 10.3389/fmicb.2013.00333.
- Bravo-Naranjo, V., D. Rodríguez-Cuello, E. Tabilo-Valdivieso y C. Chávez-Villavicencio (2012). «Registros de nidificación y avistamientos del picaflor del norte (*Rhodopis vesper*) en la región de Coquimbo, Chile». *Boletín Chileno de Ornitología* 18: 57-61.
- Bravo-Naranjo, V. y M. Torrejón-Véliz (2017). «Nuevos antecedentes sobre la ecología reproductiva del picaflor del norte (*Rhodopis vesper*) en el centro-norte de Chile». *Revista Chilena de Ornitología* 23: 3-9.
- Braun, A. C. (2015). «Taxonomic Diversity and Taxonomic Dominance: The Example of Forest Plantations in South-Central Chile». *Open Journal of Ecology* 5: 14.
- Briceño, C., D. Surot, D. González-Acuña, F. J. Martínez y F. Fredes (2017). «Parasitic survey on introduced monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Santiago, Chile». *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária* 26(2): 129-135. doi: 10.1590/s1984-29612017023.
- Brooks, M. L., C. M. D'Antonio, D. M. Richardson, J. B. Grace, J. E. Keeley, J. M. Di Tomaso, R. J. Hobbs, M. Pellant y D. Pyke (2004). «Effects of invasive alien plants on fire regimes». *Bioscience* 54: 677-688.
- Bustamante, R. O. y J. A. Simonetti (2005). «Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest». *Biological Invasions* 7(2): 243-249. doi: 10.1007/s10530-004-0740-5.
- Cabezas, J. L. (2012). «Simulando el efecto del cambio climático sobre la fenología de la añaiña de cordillera *Rhodophiala rhodolirion* (Baker) Traub. (Amaryllidaceae)». Seminario para optar al título de Bióloga Ambiental. Universidad de Chile.

## REFERENCIAS

- Camus, P. (2006). *Ambiente, Bosques y Gestión Forestal en Chile. 1541-2005*. Santiago: Lom.
- Carvajal, M. A. y A. J. Alaniz (2019). «Incendios forestales en Chile Central en el siglo XXI: Impacto en los remanentes de vegetación nativa según categorización de amenaza y recuperación de cobertura». En C. Smith-Ramírez y F. A. Squeo (editores), *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile* (pp. 487-504). Osorno: Editorial Universidad de Los Lagos.
- Carvajal, D. E., A. P. Loayza, R. S. Rios, E. Gianoli y F. A. Squeo (2017). «Population variation in drought-resistance strategies in a desert shrub along an aridity gradient: Interplay between phenotypic plasticity and ecotypic differentiation». *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 29: 12-19.
- Casanova, M., O. Salazar, O. Seguel y W. Luzio (2013). *The soils of Chile*. Dordrecht: Springer.
- Catry, F. X., F. Moreira, E. Deus, J. S. Silva y A. Águas (2015). «Assessing the extent and the environmental drivers of *Eucalyptus globulus* wildling establishment in Portugal: results from a countrywide survey». *Biological Invasions* 17(11): 3.163-3.181. doi: 10.1007/s10530-015-0943-y.
- Cavieres, L. A., E. I. Badano, A. Sierra-Almeida, S. Gómez-González y M. A. Molina-Montenegro (2006). «Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant *Laretia acaulis* do not increase with elevation in the Andes of central Chile». *New Phytologist* 169: 59-69.
- Cavieres, L. A., E. I. Badano, A. Sierra-Almeida y M. A. Molina-Montenegro (2007). «Microclimatic modifications of cushion plants and their consequences for seedling survival of native and non-native herbaceous species in the high andes of central Chile». *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 39: 229-236.
- Chávez, R. O., A. Moreira-Muñoz, M. Galleguillos, M. Olea, J. Aguayo, A. Latin, I. Aguilera-Betti, A. A. Muñoz y H. Manríquez (2019a). «GIMMS NDVI time series reveal the extent, duration, and intensity of "blooming desert" events in the hyper-arid Atacama Desert, Northern Chile». *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 76: 193-203.
- Chávez, R. O., R. Rocco, Á. G. Gutiérrez, M. Dörner y S. A. Estay (2019b). «A self-calibrated non-parametric time series analysis approach for assessing insect defoliation of broad-leaved deciduous *Nothofagus pumilio* Forests». *Remote Sensing* 11(2): 204. doi: 10.3390/rs11020204.
- Chen, S., W. Wang, W. Xu *et al.* (2018). «Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 4.027-4.032.
- CIREN, Centro de Información de Recursos Naturales (2010). «Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile región del Biobío: Síntesis de resultados, diciembre 2010». Informe, Innova-chile. Snatiago.
- Cóbar-Carranza, A. J., R. A. García, A. Pauchard y E. Peña (2014). «Effect of *Pinus contorta* invasion on forest fuel properties and its potential implications on the fire regime of *Araucaria araucana* and *Nothofagus antarctica* forests». *Biological Invasions* 16: 2.273-2.291.
- . (2015). «Efecto de la alta temperatura en la germinación y supervivencia de semillas de la especie invasora *Pinus contorta* y dos especies nativas del sur de Chile». *Bosque (Valdivia)* 36(1): 53-60. doi: 10.4067/S0717-92002015000100006.
- Conaf, Corporación Nacional Forestal (2018). *Documento testimonial y de análisis de los efectos del Cambio Climático en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado*. Santiago.
- Contreras, T. E., J. A. Figueroa, L. Abarca y S. A. Castro (2011). «Fire regimen and spread of plants naturalized in central Chile». *Revista Chilena de Historia Natural* 84(3): 307-323. doi: 10.4067/S0716-078X2011000300001.
- Cortes, P. A., H. Puschel, P. Acuña, J. L. Bartheld y F. Bozinovic (2016). «Thermal ecological physiology of native and invasive frog species: Do invaders perform better?». *Conservation Physiology* 4(1): cow056. doi: 10.1093/conphys/cow056.
- CR2, Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (2015). *La megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro. Informe a la nación*. Santiago: Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia.
- Crego, R. D., J. E. Jiménez y R. Rozzi (2018). «Potential niche expansion of the American mink invading a remote island free of native-predatory mammals». *PLOS One* 13: e0194745. doi: 10.1371/journal.pone.0194745.
- Crits-Christoph, A., D. R. Gelsinger, B. Ma, J. Wierchos, J. Ravel, A. Davila, M. C. Casero y J. DiRuggiero (2016). «Functional interactions of archaea, bacteria and viruses in a hypersaline endolithic community». *Environmental Microbiology* 18: 2.064-2.077.
- Cuevas, J. G. (2000). «Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile». *Journal of Ecology* 88: 840-855.
- . (2002). «Episodic regeneration at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile». *Journal of Ecology* 90: 52-60.
- Cusack, D. y F. Montagnini (2004). «The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica». *Forest Ecology and Management* 188: 1-15.
- De la Barrera, F., F. Barraza, P. Favier, V. Ruiz y J. Quense (2018). «Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems». *Science of the Total Environment* 637: 1.526-1.536.
- Deluca, T. H., G. Aplet, B. Wilmer y J. Burchfield (2010). «The unknown trajectory of forest restoration: A call for ecosystem monitoring». *Journal of Forestry* 108(6): 288-295.
- Díaz, M. E., R. Figueroa, M. D. Vidal-Abarca, M. L. Suárez y M. J. Climent (2018b). «CO<sub>2</sub> emission and biomass loss, associated to the occurrence of forest fires in the Biobio Region, Chile: An approach from Ecosystem Services (ES)». *Gayana Botanica* 75: 482-493.
- Dobbs, C., A. Hernández-Moreno, S. Reyes-Paecke y M. D. Miranda (2018). «Exploring temporal dynamics of urban ecosystem services in Latin America: The case of Bogota (Colombia) and Santiago (Chile)». *Ecological Indicators* 85: 1.068-1.080.

## REFERENCIAS

- Driscoll, C. T., J. J. Buonocore, J. I. Levy *et al.* (2015). «US power plant carbon standards and clean air and health co-benefits». *Nature Climate Change* 5(6): 535-540. doi: 10.1038/nclimate2598.
- Durán, A. P. y O. Barbosa (2019). «Seeing Chile's forest for the tree plantations». *Science* 365(6.460): 1.388.
- Early, R., B. A. Bradley, J. S. Dukes *et al.* (2016). «Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities». *Nature Communications* 7(1): 12.485. doi: 10.1038/ncomms12485.
- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara y A. Newton (2006). «Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests». *Biological Conservation* 130: 481-494.
- Esparza, A. (2017). «Impactos del cambio de la cobertura y el uso del suelo en la oferta de servicios ecosistémicos de regulación hídrica en el centro-sur de Chile». Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.
- Estay, P. (editor) (2012). *Abejas: Apis mellifera (Hymenoptera: Apidae). Polinización según especie objetivo*. Santiago: INIA.
- Estay, S. A., M. Lima y F. A. Labra (2009). «Predicting insect pest status under climate change scenarios: Combining experimental data and population dynamics modelling». *Journal of Applied Entomology* 133: 491-499.
- Estay, S. A., R. O. Chávez, R. Rocco y A. G. Gutiérrez (2019). «Quantifying massive outbreaks of the defoliator moth *Ormiscodes amphimome* in deciduous *Nothofagus* dominated southern forests using remote sensing time series analysis». *Journal of Applied Entomology* 143: 787-796.
- Esterio, G., R. Cares-Suarez, C. González-Browne, P. Salinas, G. Carvallo y R. Medel (2013). «Assessing the impact of the invasive buff-tailed bumblebee (*Bombus terrestris*) on the pollination of the native Chilean herb *Mimulus luteus*». *Arthropod-Plant Interactions* 7: 467-474.
- Falvey, M. y R. D. Garreaud (2009). «Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979-2006)». *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 114(D4). doi: 10.1029/2008JD010519.
- Ferrada, R., R. Canales, S. Ide y J. Valenzuela (2007). *Intercepciones de insectos vivos realizadas en embalajes de madera de internación en el período 1995-2005*. Santiago: Servicio Agrícola y Ganadero.
- Figueroa, E. y R. Pasten (2015). «The economic value of forests in supplying local climate regulation». *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 59: 446-457.
- Fuentes, N., A. Pauchard, P. Sánchez, J. Esquivel y A. Marticorena (2013). «A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records». *Biological Invasions* 15(4): 847-858.
- Fuentes-Ramírez, A., P. Arroyo-Vargas, A. Del Fierro y F. Pérez (2019). «Post-fire response of *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch: Assessment of vegetative resprouting, seed production and germination». *Gayana Botanica* 76(1): 119-122.
- Gajardo, G. y S. Redón (2019). «Andean hypersaline lakes in the Atacama Desert, northern Chile: Between lithium exploitation and unique biodiversity conservation». *Conservation Science and Practice* 1(9): e94. doi: 10.1111/csp2.94.
- García, R. A., A. Pauchard, L. A. Cavieres, E. Peña y M. F. Rodríguez (2010). «Fire promotes *Teline monspessulana* (Fabaceae) invasion by increasing its germination». *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 443-452.
- García, R. A., M. L. Engler, E. Peña, F. W. Pollnac y A. Pauchard (2015). «Fuel characteristics of the invasive shrub *Teline monspessulana* (L.) K. Koch». *International Journal of Wildland Fire* 24(3): 372. doi: 10.1071/WF13078.
- García, R. A., A. Pauchard, E. Fuentes-Lillo, J. Esquivel, P. Sánchez y A. Jiménez (2019). «Plantas exóticas en la zona de transición mediterráneo-templada de la cordillera de la Costa: Patrones a escala regional y local». En C. Smith-Ramírez y F. A. Squeo (editores), *Biodiversidad y Ecología de los Bosques costeros de Chile* (pp. 445-470). Osorno: Editorial Universidad de Los Lagos.
- García-Guzmán, P. (2013). «Estado de conservación de la flora vascular de la Región de Antofagasta, Chile». Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas mención Ecología de Zonas Áridas. Universidad de La Serena.
- Garreaud, R. D. (2018). «Record-breaking climate anomalies lead to severe drought and environmental disruption in western Patagonia in 2016». *Climate Research* 74: 217-229.
- Garreaud, R. D., C. Álvarez-Garretón, J. Barichivich, J. P. Boisier, D. Christie, M. Galleguillos, C. LeQuesne, J. McPhee y M. Zambrano-Bigiarini (2017). «The 2010-2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation». *Hydrology and Earth System Sciences* 21: 6.307-6.327.
- Garreaud, R. D., J. P. Boisier, R. Rondanelli, A. Montecinos, H. H. Sepúlveda y D. Veloso-Aguila (2019). «The Central Chile Mega Drought (2010-2018): A climate dynamics perspective». *The International Journal of Climatology* 40(1): 421-439. doi: 10.1002/joc.6219.
- 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 Botanica* 72: 305-339.
- Gallego-Sala, A. V., D. J. Charman, S. Brewer *et al.* (2018). «Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland carbon sink with warming». *Nature Climate Change* 8: 907-913.
- Gayoso, J. (2001). «Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques nativos y plantaciones de Chile». Trabajo presentado en el Taller Secuestro de Carbono. Mérida, Venezuela. Universidad Austral de Chile.
- Gaxiola, A. *et al.* (2014). «Estudios socio-ecológicos de largo plazo en los sitios fundadores de la red LT-SER-Chile: desafíos y oportunidades para el futuro». *Bosque* 35: 421-428.



## REFERENCIAS

- Glade, F. E., M. D. Miranda, F. J. Meza y W. J. D. van Leeuwen (2016). «Productivity and phenological responses of natural vegetation to present and future inter-annual climate variability across semi-arid river basins in Chile». *Environmental Monitoring and Assessment* 188: 676. doi: 10.1007/s10661-016-5675-7.
- Godfree, R. C., N. Knerr, D. Godfree, J. Busby, B. Robertson y F. Encinas-Viso (2019). «Historical reconstruction unveils the risk of mass mortality and ecosystem collapse during pancontinental megadrought». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(31): 15,580-15,589. doi: 10.1073/pnas.1902046116.
- Gómez, P., S. Hahn y J. S. Martin (2014). «Structure and breeding phenology of a remaining population of *Adesmia bijuga* Phil., Fabaceae, in a mediterranean coastal habitat disturbed of central Chile». *Gayana Botanica* 71: 163-166.
- 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.
- Gómez-González, S., C. Torres-Díaz, G. Valencia, P. Torres-Morales, L. A. Cavieres y J. G. Pausas (2011). «Anthropogenic fires increase alien and native annual species in the Chilean coastal matorral». *Diversity and Distributions* 17: 58-67.
- González, M. E., S. Gómez-González, A. Lara, R. D. Garreraud e I. Díaz-Hormazábal (2018). «The 2010-2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile». *Ecosphere* 9(8): e02300. doi: 10.1002/ecs2.2300.
- González, M. E., A. Lara, R. Urrutia y J. Bosnich (2011). «Climatic change and its potential impact on forest fire occurrence in south-central Chile (33 degrees-42 degrees S)». *Bosque* 32: 215-219.
- González, M. E., T. T. Veblen y J. S. Sibold (2005). «Fire history of *Araucaria-Nothofagus* forests in Villarrica National Park, Chile». *Journal of Biogeography* 32: 1.187-1.202.
- González-Reyes, A., J. C. Aravena, A. A. Muñoz, P. Pamela Soto-Rogel, I. Aguilera-Betti e I. Toledo-Guerrero (2017). «Variabilidad de la precipitación en la ciudad de Punta Arenas, Chile, desde principios del siglo XX». *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 45: 31-44.
- Gordo, O. y J. J. Sanz (2005). «Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality». *Oecologia* 146: 484-495.
- . (2009). «Long-term temporal changes of plant phenology in the Western Mediterranean». *Global Change Biology* 15: 1.930-1.948.
- Gutiérrez, A. G., J. J. Armesto, M. F. Díaz y A. Huth (2014). «Increased drought impacts on temperate rainforests from southern South America: Results of a process-based, dynamic forest model». *Plos One* 9(7): e103226. doi: 10.1371/journal.pone.0103226.
- Gutiérrez, J. R. y P. L. Meserve (2003). «El Niño effects on soil seed bank dynamics in north-central Chile». *Oecologia* 134: 511-517.
- Handa, I. T., R. Aerts, F. Berendse et al. (2014). «Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes». *Nature* 509: 218-221.
- Hannah, L., P. R. Roehrdanz, M. Ikegami, A. V. Shepard, M. R. Shaw, G. Tabor, L. Zhi, P. A. Marquet y R. J. Hijmans (2013). «Climate change, wine, and conservation». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110: 6.907-6.912.
- Hayward, J., Horton, T. R., & Nuñez, M. A. (2015) Ectomycorrhizal fungal communities coinvading with Pinaceae host plants in Argentina: Gringos bajo el bosque. *New Phytologist*, 208(2), 497-506. <https://doi.org/10.1111/nph.13453>
- Heilmayr, R. y E. F. Lambin (2016). «Impacts of nonstate, market-driven governance on Chilean forests». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 2.910-2.915.
- Hellmann, J. J., J. E. Byers, B. G. Bierwagen y J. S. Dukes (2008). «Five potential consequences of Climate Change for invasive species». *Conservation Biology* 22(3): 534-543. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x.
- Hernández, A., M. Miranda, E. C. Arellano, S. Saura y C. Ovalle (2015). «Landscape dynamics and their effect on the functional connectivity of a Mediterranean landscape in Chile». *Ecological Indicators* 48: 198-206.
- Hernández-Moreno, A. y S. Reyes-Paecke (2018). «The effects of urban expansion on green infrastructure along an extended latitudinal gradient (23 degrees S-45 degrees S) in Chile over the last thirty years». *Land Use Policy* 79: 725-733.
- Ide, S., J. Valenzuela, S. A. Estay, S. Castro y F. Jaksic (2014). «Presión de ingreso de insectos forestales exóticos a Chile desde 1996». En F. Jaksic y S. Castro (editores), *Invasiones Biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales* (pp. 437-457). Santiago: Ediciones UC.
- IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2016). «Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production». En S. G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo et al. (editores), *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*: Bonn: IPBES.
- . (2019a). «Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services». Bonn: IPBES.
- . (2019b). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn: IPBES Secretariat.
- IPCC, Panel Intergubernamental del Cambio Climático (2014). «Climate Change 2014—Synthesis Report (Longer Report)». En *Fifth Assessment Synthesis Report*.
- . (2018a). «Summary for Policymakers». En V. Masson-Delmotte, P. Zhai y H. O. Pörtner (editores), *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas*

## REFERENCIAS

- emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. IPCC.
- . (2018b). *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. IPCC.
- Iriarte, A. J., G. A. Lobos y F. M. Jaksic (2005). «Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by governmental agencies». *Revista Chilena de Historia Natural* 78(1): 143-154. doi: 10.4067/S0716-078X200500100010.
- Ise, T., A. L. Dunn, S. C. Wofsy y P. R. Moorcroft (2008). «High sensitivity of peat decomposition to climate change through water-table feedback». *Nature Geoscience* 1: 763-766.
- Jacques-Coper, M. y R. D. Garreaud (2015). «Characterization of the 1970s climate shift in South America». *International Journal of Climatology* 35: 2.164-2.179.
- Jana, P., F. Torrejón, A. Araneda y A. Stehr (2019). «Drought periods during 18(th) century in central Chile (33 degrees S): A historical reconstruction perspective revisiting Vicuña Mackenna's work». *International Journal of Climatology* 39: 1.748-1.755.
- Jara, V., F. J. Meza, T. Zaviezo y R. Chorbadjian (2013). «Climate change impacts on invasive potential of pink hibiscus mealybug, *Maconellicoccus hirsutus* (Green), in Chile». *Climatic Change* 117: 305-317.
- Jiménez, M. A., F. M. Jaksic, J. J. Armesto, A. Gaxiola, P. L. Meserve, D. A. Kelt y J. R. Gutiérrez (2011). «Extreme climatic events change the dynamics and invasibility of semi arid annual plant communities». *Ecology Letters* 14: 1.227-1.235.
- Jolly, W. M., M. A. Cochrane, P. H. Freeborn, Z. A. Holden, T. J. Brown, G. J. Williamson y D. Bowman (2015). «Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013». *Nature Communications* 6(7537). doi: 10.1038/ncomms8537.
- Joosten, H. (2009). *The Global Peatland CO<sub>2</sub> Picture: Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world*. Ede: Wetlands International.
- Joosten, H. y D. Clarke (2002). *Wise use of mires and peatlands: Background and principles including a framework for decision-making*. Londres: International Mire Conservation Group.
- Jordan, T. E., C. Herrera, L. V. Godfrey, S. J. Colucci, C. Gamboa, J. Urrutia, G. González y J. F. Paul (2019). «Isotopic characteristics and paleoclimate implications of the extreme precipitation event of March 2015 in northern Chile». *Andean Geology* 46: 1-31.
- Jorquera-Fontena, E. y R. Orrego-Verdugo (2010). «Impacto del calentamiento global en la fenología de una variedad de vid cultivada en el sur de Chile». *Agrociencia* 44: 427-435.
- Jung, T., A. Durán, E. Sanfuentes von Stowasser et al. (2018). «Diversity of *Phytophthora* species in Valdivian rainforests and association with severe dieback symptoms». *Forest Pathology* 48(5): e12443. doi: 10.1111/efp.12443.
- Keith, H., B. G. Mackey y D. B. Lindenmayer (2009). «Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 11.635-11.640.
- Klonner, G., J. Wessely, A. Gattringer et al. (2019). «Effects of climate change and horticultural use on the spread of naturalized alien garden plants in Europe». *Ecography* 42(9): 1.548-1.557. doi: 10.1111/ecog.04389.
- Lara, A., C. Little, R. Urrutia et al. (2009). «Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile». *Forest Ecology and Management* 258: 415-424.
- Lara, C., G. S. Saldias, A. L. Paredes, B. Cazelles y B. R. Broitman (2018). «Temporal Variability of MODIS Phenological Indices in the temperate rainforest of Northern Patagonia». *Remote Sensing* 10(6): 956. doi: 10.3390/rs10060956.
- Lara, A. y R. Villalba (1993). «A 3260-year temperature record from *Fitzroya cupressoides* tree rings in Southern south America». *Science* 260: 1.104-1.106.
- Lavergne, A., V. Daux, M. Pierre, M. Stievenard, A. M. Srur y R. Villalba (2018). «Past Summer Temperatures Inferred From Dendrochronological records of *Fitzroya cupressoides* on the eastern slope of the Northern Patagonian Andes». *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 123: 32-45.
- Le Maitre, D. C., M. Gaertner, E. Marchante et al. (2011). «Impacts of invasive Australian acacias: Implications for management and restoration». *Diversity and Distributions* 17(5): 1.015-1.029. doi: 10.1111/j.1472-4642.2011.00816.x.
- Lembrechts, J. J., A. Pauchard, J. Lenoir et al. (2016). «Disturbance is the key to plant invasions in cold environments». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(49): 14.061-14.066. doi: 10.1073/pnas.1608980113.
- Lenton, T. M., H. Held, E. Kriegler, J. W. Hall, W. Lucht, S. Rahmstorf y H. J. Schellnhuber (2008). «Tipping elements in the Earth's climate system». *Proceedings of the National Academy of Science* 105: 1.786-1.793.
- Liang, J., T. W. Crowther, N. Picard et al. (2016). «Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests». *Science* 354(6.309).
- Likens, G. E. (editor) (1989). *Long-term studies in ecology*. Nueva York: Springer.
- Lindenmayer, D., E. Burns, P. Tennant et al. (2015). «Contemplating the future: Acting now on long term monitoring to answer 2050's questions». *Austral Ecology* 40: 213.224.
- Lindenmayer, D. y G. Likens (2010). «The science and application of ecological monitoring». *Biol Conserv* 143: 1.317-1.328.
- Little, C., A. Lara, J. McPhee y R. Urrutia (2009). «Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile». *Journal of Hydrology* 374: 162-170.

## REFERENCIAS

- Lizama, C., M. Monteoliva-Sanchez, B. Prado, A. Ramos-Cormenzana, J. Weckesser y V. Campos (2001). «Taxonomic study of extreme halophilic archaea isolated from the "Salar de Atacama", Chile». *Systematic and Applied Microbiology* 24: 464-474.
- Lovett, G. M., D. A. Burns, C. T. Driscoll *et al.* (2007). «Who needs environmental monitoring?». *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(5): 253-260.
- Lu, X., E. Siemann, M. He, H. Wei, X. Shao y J. Ding (2015). «Climate warming increases biological control agent impact on a non-target species». *Ecology Letters* 18(1): 48-56. doi: 10.1111/ele.12391.
- Luebert, F. y P. Pliscoff (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago: Universitaria.
- Malmer, A. y H. Grip (1990). «Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest in Sabah, Malaysia». *Forest Ecology and Management* 38: 1-12.
- Mansur, L., M. González, I. Rojas y P. Salas (2004). «Self-incompatibility in the Chilean endemic genus *Leucocoryne* Lindley». *Journal of the American Society for Horticultural Science* 129: 836-838.
- Marquet, P. A., S. Abades, J. 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». Licitación del Ministerio del Medio Ambiente. Consultores: Instituto de Ecología y Biodiversidad, Centro de Cambio Global y Centro para Estudios Avanzados en Ecología y Biodiversidad.
- Martínez-Harms, M. J., B. A. Bryan, E. Figueroa, P. Pliscoff, R. K. Runtig y K. A. Wilson (2017). «Scenarios for land use and ecosystem services under global change». *Ecosystem Services* 25: 56-68.
- Martínez-Tillería, M., 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: 2.856-2.676.
- McKinney, M. L. y J. L. Lockwood (1999). «Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction». *Trends in Ecology & Evolution* 14: 450-453.
- McWethy, D. B., A. Pauchard, R. A. García, A. Holz, M. E. González, T. T. Veblen, J. Stahl y B. Currey (2018). «Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile». *PLOS One* 13: e0201195. doi: 10.1371/journal.pone.0201195.
- Medel, R., C. González-Browne y F. E. Fonturbel (2018). «Pollination in the Chilean Mediterranean-type ecosystem: A review of current advances and pending tasks». *Plant Biology* 20: 89-99.
- Medrano, F., R. Barros, H. V. Normabuena, R. Mattus y F. Schmitt (2018). *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Santiago: Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile.
- Mihoc, M. A. K., L. Gimenez-Benavides, D. S. Pescador, A. M. Sánchez, L. A. Cavieres y A. Escudero (2016). «Soil under nurse plants is always better than outside: A survey on soil amelioration by a complete guild of nurse plants across a long environmental gradient». *Plant and Soil* 408: 31-41.
- Minagri, Ministerio de Agricultura y MMA, Ministerio del Medio Ambiente (2013). *Plan de adaptación al cambio climático del sector silvoagropecuario*. Santiago: Ministerio de Agricultura.
- Minasny, B., B. P. Malonea, A. B. McBratney *et al.* (2017). «Soil carbon 4 per mille». *Geoderma* 292: 59-86. doi: 10.1016/j.geoderma.2017.01.002.
- Miranda, M., C. Doobs, M. Olave y P. Olave (2019). «Sequía y olas de calor extremas: registro de su efecto en comunidades y especies esclerófilas del Mediterráneo Central de Chile». En *Seminario Bosque Esclerófilo ante Olas de Calor: nuevos escenarios y desafíos que impone el cambio climático*. Santiago: Pontificia Universidad Católica de Chile, Proyecto GEF Montaña Ministerio de Medio Ambiente Chile.
- Miura, T., R. Sánchez, L. E. Castaneda, K. Godoy y O. Barbosa (2017). «Is microbial terroir related to geographic distance between vineyards?». *Environmental Microbiology Reports* 9: 742-749.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente (2014). *Plan de Adaptación al Cambio Climático En Biodiversidad. Propuesta ministerial elaborada en el marco del PANCC 2008-2012*. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Molina-Montenegro, M. A., R. Briones y L. A. Cavieres (2009). «Does global warming induce segregation among alien and native beetle species in a mountain-top?». *Ecological Research* 24: 31-36.
- Montalva, J., L. Dudley, M. Kalin Arroyo, H. Retamales y A. H. Abrahamovich (2011). «Geographic distribution and associated flora of native and introduced bumble bees (*Bombus* spp.) in Chile». *Journal of Apicultural Research* 50: 11-21.
- Montalva, J., V. Sepúlveda, F. Vivallo y D. P. Silva (2017). «New records of an invasive bumble bee in northern Chile: Expansion of its range or new introduction events?». *Journal of Insect Conservation* 21: 657-666.
- Morales, C. L. y A. Traveset (2009). «A meta-analysis of impacts of alien vs. native plants on pollinator visitation and reproductive success of co-flowering native plants». *Ecology Letters* 12: 716-728.
- Moser, A., E. Uhl, T. Rotzer, P. Biber, J. M. Caldente y H. Pretzsch (2018). «Effects of climate trends and drought events on urban tree growth in Santiago de Chile». *Ciencia e Investigación Agraria* 45: 35-50.
- Muñoz, A. A. y L. A. Cavieres (2008). «The presence of a showy invasive plant disrupts pollinator service and reproductive output in native alpine species only at high densities». *Journal of Ecology* 96: 459-467.
- Muñoz, A. A., A. González-Reyes, A. Lara *et al.* (2016). «Streamflow variability in the Chilean Temperate-Mediterranean climate transition (35 degrees S-42 degrees S) during the last 400 years inferred from tree-ring records». *Climate Dynamics* 47: 4.051-4.066.
- Muñoz, C., E. Zagal y C. Ovalle (2007). «Influence of trees on soil organic matter in Mediterranean agroforestry systems: An example from the 'Espinal' of central Chile». *European Journal of Soil Science* 58: 728-735.

## REFERENCIAS

- Murua, M., J. Cisterna y B. Rosende (2014). «Pollination ecology and breeding system of two *Calceolaria* species in Chile». *Revista Chilena de Historia Natural* 87. doi: 10.1186/0717-6317-87-7.
- Noh, J. K., C. Echeverría, A. Pauchard y P. Cuenca (2019). «Extinction debt in a biodiversity hotspot: The case of the Chilean Winter Rainfall-Valdivian Forests». *Landscape and Ecological Engineering* 15: 1-12.
- Olivares, S. P. y F. A. Squeo (1999). «Phenological patterns in shrubs species from coastal desert in north-central Chile». *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 353-370.
- Olivares-Contreras, V. A., C. Mattar, A. G. Gutiérrez y J. C. Jiménez (2019). «Warming trends in Patagonian subantarctic forest». *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 76: 51-65.
- Ortega-Farías, S. y C. Riveros-Burgos (2019). «Modeling phenology of four grapevine cultivars (*Vitis vinifera* L.) in Mediterranean climate conditions». *Scientia Horticulturae* 250: 38-44.
- Pacheco, D. A., L. S. Dudley, J. Cabezas, L. A. Cavieres y M. T. K. Arroyo (2016). «Plastic responses contribute to explaining altitudinal and temporal variation in potential flower longevity in high andean *Rhododendron montanum*». *PLOS One* 11. doi: journal.pone.0166350.
- Panichinia, M., R. Neculmana, R. Godoy, N. Arancibia-Miranda y F. Matus (2017). «Understanding carbon storage in volcanic soils under selectively logged temperate rainforests». *Geoderma* 302: 76-88.
- Paritsis, J. y T. T. Veblen (2011). «Dendroecological analysis of defoliator outbreaks on *Nothofagus pumilio* and their relation to climate variability in the Patagonian Andes». *Global Change Biology* 17: 239-253.
- Pauchard, A., R. A. García, E. Peña, C. González, L. A. Cavieres y R. O. Bustamante (2008). «Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile». *Biological Invasions* 10: 547-553.
- Pauchard, A., A. Milbau, A. Albiñán et al. (2016). «Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation». *Biological Invasions* 18(2): 345-353. doi: 10.1007/s10530-015-1025-x.
- Paula, S. y D. L. Labbe (2019). «Post-fire invasion in Torres del Paine Biosphere Reserve: the role of seed tolerance to heat». *International Journal of Wildland Fire* 28: 160-166.
- 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(6332): eaai9214. doi: 10.1126/science.aai9214.
- Peña, L. E. y A. J. Urgarte (2006). *Las mariposas de Chile*. Santiago: Universitaria.
- Pérez Quezada, J. F., J. L. Celis Diez, C. E. Brito, A. Gaxiola, A., M. Nuñez Avila, F. I. Pugnaire y J. J. Armesto (2018). «Carbon fluxes from a temperate rainforest site in southern South America reveal a very sensitive sink». *Ecosphere* 9(4): e02193. doi: 10.1002/ecsp.2193.
- Petitpas, R., J. T. Ibarra, M. Miranda y C. Bonacic (2016). «Spatial patterns over a 24-year period show an increase in native vegetation cover and decreased fragmentation in Andean temperate landscapes, Chile». *Ciencia e Investigación Agraria* 43(3): 384-395.
- Petitpierre, B., K. McDougall, T. Seipel, O. Broennimann, A. Guisan y C. Kueffer (2016). «Will climate change increase the risk of plant invasions into mountains?». *Ecological Applications* 26(2): 530-544. doi: 10.1890/14-1871.
- Petter, M., S. Mooney, S. M. Maynard, A. Davidson, M. Cox e I. Horosak (2013). «A Methodology to Map Ecosystem Functions to Support Ecosystem Services Assessments». *Ecology and Society* 18(1): 31. doi: 10.5751/ES-05260-180131.
- Piotto, D. (2008). «A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations». *Ecological Management* 225(3-4): 781-786. doi: 10.1016/j.foreco.2007.09.065.
- Piper, F. I., A. Fajardo y L. A. Cavieres (2013). «Simulated warming does not impair seedling survival and growth of *Nothofagus pumilio* in the southern Andes». *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 15: 97-105.
- Piper, F. I., B. Vinegla, J. C. Linares, J. J. Camarero, L. A. Cavieres y A. Fajardo (2016). «Mediterranean and temperate treelines are controlled by different environmental drivers». *Journal of Ecology* 104: 691-702.
- Pinto, R. (2007). «Estado de conservación de *Eulychnia iquiquensis* (Schumann) Britton et Rose (Cactaceae) en el extremo norte de Chile». *Gayana Botanica* 64 (1): 98-109.
- . (2012). «Propuesta de desarrollo estratégico de recuperación de poblaciones de las tres grandes cactáceas columnares de Tarapacá». Informe Proyecto Conaf 026/2010. Chile.
- Pliscoff, P., N. Zanetta, J. Hepp y J. Machuca (2017). «Effects on the flora and vegetation of the extreme precipitation event of August 2015 in Alto Patache, Atacama Desert, Chile». *Revista de Geografía Norte Grande* 68: 91-103. doi: 10.4067/S0718-34022017000300091.
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (2017). «Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/ naturalizadas en Chile». Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras. Santiago.
- Post, W. M., W. R. Emanuel, P. J. Zinke y A. G. Stangenberger (1982). «Soil carbon pools and world life zones». *Nature* 298: 156-159.
- Powlson, D. S. (1994). «The soil microbial biomass: Before, beyond and back». En K. Ritz, J. Dighton y K. E. Giller, *Beyond the Biomass: Compositional and Functional Analysis of Soil Microbial Communities* (pp. 3-20). Chichester: John Wiley and Sons.

## REFERENCIAS

- Prober, S. M., K. R. Thiele, P. W. Rundel *et al.* (2012). «Facilitating adaptation of biodiversity to climate change: a conceptual framework applied to the world's largest Mediterranean-climate woodland». *Climatic Change* 110: 227-248.
- Quiroga, N., D. Ivulic, J. Lagos, M. Saavedra, A. Sandoval-Rodríguez, R. Infante, L. Morales y N. Fiore (2017). «Risk analysis of the establishment of *Scaphoideus titanus*, vector of "flavescence dorée" phytoplasma in grapevine, under current and estimated climate change conditions in Chile». *Phytopathogenic Mollicutes* 7(1): 39-44. doi: 10.5958/2249-4677.2017.00002.0.
- Rendoll Cárcamo, J., T. Contador, L. Saavedra-Aracena y J. Montalva (2017). «First record of the invasive bumble bee *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae) on Navarino Island, southern Chile (55°S)». *Journal of Melittology* 71: 1-5. doi: 10.17161/jom.v0i71.6520.
- Richardson, D. M. y R. Blanchard (2011). «Learning from our mistakes: Minimizing problems with invasive biofuel plants». *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3(1-2): 36-42. doi: 10.1016/j.cosust.2010.11.006.
- Rojas, C., J. Munizaga, O. Rojas, C. Martínez y J. Pino (2019). «Urban development versus wetland loss in a coastal Latin American city: Lessons for sustainable land use planning». *Land Use Policy* 80: 47-56.
- Rondanelli, R., B. Hatchett, J. Rutllant, D. Bozkurt y R. D. Garreaud (2019). «Strongest MJO on record triggers extreme Atacama rainfall and warmth in Antarctica». *Geophysical Research Letters* 46(6): 3.482-3.491. doi: 10.1029/2018GL081475.
- Rozas-Vásquez, D., C. Fürst y D. Geneletti (2019). «Integrating ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment: The role of the cascade model». *Environmental Impact Assessment Review* 78: 106291. doi: 10.1016/j.eiar.2019.106291.
- Rozas-Vásquez, D., C. Fürst, D. Geneletti y O. Almen-dra (2018). «Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales». *Land Use Policy* 71: 303-310. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.12.015.
- Rozzi, R., M. K. T. Arroyo y J. J. Armesto (1997). «Ecological factors affecting gene flow between populations of *Anarthrophyllum cumingii* (Papilionaceae) growing on equatorial-and polar-facing slopes in the Andes of central Chile». *Plant Ecology* 132(2): 171-179. doi: 10.1023/A:100974718914.
- Rozzi, R., F. Massardo, A. Mansilla *et al.* (2017). «Parque Marino Cabo de Hornos - Diego Ramírez». Informe Técnico para la Propuesta de Creación. Programa de Conservación Biocultural Subantártica, Ediciones Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.
- Rozzi, R., J. D. Molina y P. Miranda (1989). «Microclimate and flowering periods on equatorial and polar-facing slopes in the central Chilean Andes». *Revista Chilena de Historia Natural* 62, 75-84.
- Rundel, P., M. Dillon, B. Palma, H. Mooney, I. Gulmon y J. Ehleringer (1991). «The phytogeography and ecology of the coastal Atacama and Peruvian deserts». *Aliso* 13(1): 1-49. doi: 10.5642/aliso.19911301.02.
- Running, S. W. (2006). «Is global warming causing more, larger wildfires?». *Science* 313(5789): 927-928. doi: 10.1126/science.1130370.
- Ruz, L. y J. M. Montalva (2010). «Actualización sistemática de las abejas chilenas (Hymenoptera: Apoidea)». *Revista Chilena de Entomología* 35: 15-52.
- Salas, C., P. J. Donoso, R. Vargas, C. A. Arriagada, R. Pedraza y D. P. Soto (2016). «The forest sector in Chile: An overview and current challenges». *Journal of Forestry* 114(5): 562-571. doi: 10.5849/jof.14-062.
- Salas, C. y O. García (2006). «Modelling height development of mature *Nothofagus obliqua*». *Forest Ecology and Management* 229(1-3): 1-6. doi: 10.1016/j.foreco.2006.04.015.
- Salinas, R. G., M. C. Soto, F. R. Gosalvo, A. V. Alonso, H. B. Intveen y R. N. Cerrillo (2018). «Remnants of sclerophyllous forest in the mediterranean zone of central Chile: Characterization and distribution of fragments». *Interciencia* 43: 655-663.
- Santana, A., N. Butorovic y C. Olave (2009). «Variación de la temperatura en Punta Arenas (Chile) en los últimos 120 años». *Anales del Instituto de la Patagonia* 37: 85-96. doi: 10.4067/S0718-686X2009000100008.
- Sarricolea, P., O. Meseguer Ruiz y H. Romero Aravena (2017). «Tendencias de la precipitación en el norte grande de Chile y su relación con las proyecciones de cambio climático». *Diálogo Andino* 54: 41-50.
- Scherrer, D. y C. Korner (2011). «Topographically controlled thermal-habitat differentiation buffers alpine plant diversity against climate warming». *Journal of Biogeography* 38: 406-416.
- Schlatter, R. y G. M. Riveros (1987). «Historia Natural del Archipiélago Diego Ramírez, Chile». *Serie Científica Inach* 47: 87-112.
- Schmid-Hempel, R., M. Eckhardt, D. Goulson *et al.* (2014). «The invasion of southern South America by imported bumblebees and associated parasites». *Journal of Animal Ecology* 83: 823-837.
- Schulz, J. J., L. Cayuela, C. Echeverría, J. Salas y J. M. Rey Benayas (2010). «Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008)». *Applied Geography* 30(3): 436-447. doi: 10.1016/j.apgeog.2009.12.003.
- Schulz, J. J., L. Cayuela, J. M. Rey-Benayas y B. Schroeder (2011). «Factors influencing vegetation cover change in Mediterranean Central Chile (1975-2008)». *Applied Vegetation Science* 14: 571-582.
- 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. doi: 10.3112/erdkunde.2011.02.05.
- Schulz, N., J. P. Boisier y P. Aceituno (2012). «Climate change along the arid coast of northern Chile». *International Journal of Climatology* 32: 1.803-1.814.
- Schüttler, E., R. D. Crego, L. Saavedra-Aracena, E. A. Silva-Rodríguez, R. Rozzi, N. Soto y J. E. Jiménez (2019). «New records of invasive mammals from the sub-Antarctic Cape Horn Archipelago». *Polar Biology* 42(6): 1.093-1.105. doi: 10.1007/s00300-019-02497-1.



## REFERENCIAS

- Schüttler, E., R. Klenke, S. McGehee, R. Rozzi y K. Jax (2009). «Vulnerability of ground-nesting waterbirds to predation by invasive American mink in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile». *Biological Conservation* 142(7): 1.450-1.460. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.013.
- Serey, I., M. Ricci y C. Smith-Ramírez (2007). *Libro rojo de la Región de O'Higgins*. Santiago: Corporación Nacional Forestal; Universidad de Chile.
- Shortlidge, E. S., Eppley, H., Kohler, T., Rosenstiel, G., Zúñiga y A. Casanova-Katny (2017). «Warming reduces the physiological barrier to reproductive success in an Antarctic moss». *Annals of Botany* 119: 27-38.
- Sierra-Almeida, A. y L. A. Cavieries (2010). «Summer freezing resistance decreased in high-elevation plants exposed to experimental warming in the central Chilean Andes». *Oecologia* 163: 267-276.
- Smith-Ramírez, C., P. Martínez, M. Núñez, C. González y J. J. Armesto (2005). «Diversity, flower visitation frequency and generalism of pollinators in temperate rain forests of Chiloe Island, Chile». *Botanical Journal of the Linnean Society* 147: 399-416.
- Smith-Ramírez, C., R. Ramos-Jiliberto, F. S. Valdovinos, P. Martínez, J. A. Castillo y J. J. Armesto (2014). «Decadal trends in the pollinator assemblage of *Eucryphia cordifolia* in Chilean rainforests». *Oecologia* 176: 157-169.
- Smith-Ramírez, C., L. Vieli, R. M. Barahona-Segovia et al. (2018). «The reasons why Chile should stop importing commercial bumblebee *Bombus terrestris* (Linnaeus) and to start controlling it». *Gayana* 82: 118-127.
- Sotomayor, D. A. y J. R. Gutiérrez (2015). «Seed bank of desert annual plants along an aridity gradient in the southern Atacama coastal desert». *Journal of Vegetation Science* 26: 1.148-1.158.
- Squeo, F. A. (1991). *Estructuración de comunidades vegetales andinas en relación con la polinización e la Cordillera de Los Baguales, Patagonia, Chile*. Santiago: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias.
- Squeo, F. A., G. Arancio y J. R. Gutiérrez (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., M. Holmgren, M. Jiménez, L. Alban, J. Reyes y J. R. Gutiérrez (2007). «Tree establishment along an ENSO experimental gradient in the Atacama desert». *Journal of Vegetation Science* 18: 195-202.
- Srur, A. M., R. Villalba, M. Rodríguez-Caton, M. M. Amoroso y E. Marcotti (2018). «Climate and *Nothofagus pumilio* Establishment at Upper Treelines in the Patagonian Andes». *Frontiers in Earth Science* 6: 57. doi: 10.3389/feart.2018.00057.
- Stolpe, N. B., F. Dubé y E. Zagal (2010). «Calibration of CO2FIX to native forest, pine plantation, and pasture on a volcanic soil of the Chilean Patagonia». *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 60(3): 235-244. doi: 10.1080/09064710902865722.
- Sudzuki Toro, K. V. (2006). «Fenología de cuatro variedades de olivo para aceite en la comuna de Melipilla, Región Metropolitana». Memoria para optar al título de Ingeniero Agrónomo, mención Fruticultura. Facultad de Ciencias Agronómicas, Escuela de Agronomía, Universidad de Chile.
- Taylor, K. T., B. D. Maxwell, D. B. McWethy, A. Pauchard, M. A. Núñez y C. Whitlock (2017). «*Pinus contorta* invasions increase wildfire fuel loads and may create a positive feedback with fire». *Ecology* 98(3): 678-687. doi: 10.1002/ecy.1673.
- Tejo, M., S. Niklitschek-Soto, C. Vásquez y P. A. Marquet (2017). «Single species dynamics under climate change». *Theoretical Ecology* 10(2): 181-193. doi: 10.1007/s12080-016-0321-0.
- Torres-Díaz, C., L. A. Cavieries, C. Muñoz-Ramírez y M. T. K. Arroyo (2007). «Consequences of microclimate variation on insect pollinator visitation in two species of *Chaetanthera* (Asteraceae) in the central Chilean Andes». *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 455-468.
- Tuomi, M. et al. (2009). «Leaf litter decomposition: Estimates of global variability based on Yasso07 model». *Ecological Modelling* 220: 3.362-3.371.
- Úbeda, X. y P. Sarricolea (2016). «Wildfires in Chile: A review». *Global and Planetary Change* 146: 152-161. doi: 10.1016/j.gloplacha.2016.10.004.
- Urrutia-Estrada, J., A. Fuentes-Ramírez y E. Hauenstein (2018). «Differences in floristic composition of *Araucaria-Nothofagus* forests affected by mixed levels of fire severity». *Gayana Botanica* 75: 625-638.
- Urrutia-Jalabert, R., M. E. González, A. González-Reyes, A. Lara y R. D. Garreaud (2018). «Climate variability and forest fires in central and south-central Chile». *Ecosphere* 9(4): e02171. doi: 10.1002/ecs2.2171.
- Urrutia-Jalabert, R., Y. Malhi y A. Lara (2015). «The oldest, slowest rainforests in the world? Massive biomass and slow carbon dynamics of *Fitzroya cupressoides* temperate forests in southern Chile». *PLOS One* 10: e0137569. doi: 10.1371/journal.pone.0137569.
- Valdés-Barrera, A., L. Kutzbach, J. L. Celis-Díez, J. J. Armesto, D. Holl y J. F. Pérez-Quezada (2019). «Effects of disturbance on the carbon dioxide balance of an anthropogenic peatland in northern Patagonia». *Wetlands Ecology and Management* 27(5-6): 635-650. doi: 10.1007/s11273-019-09682-3.
- Valencia, D., J. Saavedra, J. Brull y R. Santelices (2018). «Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile». *Gayana Botanica* 75(1): 531-534.
- Van Leeuwen, W. J. D., K. Hartfield, M. Miranda y F. J. Meza (2013). «Trends and ENSO/AO Driven Variability in NDVI Derived Productivity and Phenology alongside the Andes Mountains». *Remote Sensing* 5(3): 1.177-1.203. doi: 10.3390/rs5031177.
- Vargas, M. A. y N. Balmaceda (2011). *Forestación urbana mediante compensación ambiental*. Santiago: Centro de Políticas Públicas UC.



## REFERENCIAS

- Vásquez Fuentes, A. E. (2016). «Green infrastructure, ecosystem services and their contributions to address climate change in cities: the case of the coastal corridor of the river Mapocho in Santiago de Chile». *Revista de Geografía Norte Grande* 63: 63-86.
- Vicente, E., A. Vilagrosa, S. Ruiz-Yanetti *et al.* (2018). «Water balance of Mediterranean *Quercus ilex* L. and *Pinus halepensis* Mill. forests in semiarid climates: a review in a climate change context». *Forests* 9(7): 426. doi: 10.3390/f9070426.
- Vilagrosa, A., E. Chirino, J. J. Peguero-Pina, T. S. Barigah, H. Cochard y E. Gil-Pelegrin (2012). «Xylem cavitation and embolism in plants living in water-limited ecosystems». En *Plant Responses to Drought Stress* (pp. 63-109) Berlín: Springer.
- Yevenes, M. A., R. Figueroa y O. Parra (2018). «Seasonal drought effects on the water quality of the Biobío River, Central Chile». *Environmental Science and Pollution Research* 25(14): 13.844-13.856. doi: 10.1007/s11356-018-1415-6.
- Zambrano, F., A. Vrieling, A. Nelson, M. Meroni y T. Tadese (2018). «Prediction of drought-induced reduction of agricultural productivity in Chile from MODIS, rainfall estimates, and climate oscillation indices». *Remote Sensing of Environment* 219: 15-30. doi: 10.1016/j.rse.2018.10.006.
- Zhao, Y., D. Feng, L. Yu, X. Wang, Y. Chen, Y. Bai, H. Jaime Hernández, M. Galleguillos, C. Estades, G. S. Biging, J. D. Radke y P. Gong (2016). «Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data». *Remote Sensing of Environment* 183: 170-185. doi: 10.1016/j.rse.2016.05.016.
- Zhu, Z. C., S. L. Piao, R. B. Myneni *et al.* (2016). «Greening of the Earth and its drivers». *Nature Climate Change* 6: 791-795. doi: 10.1038/nclimate3004.
- Zúñiga, F., D. Dec, S. R. Valle, O. Thiers, L. Paulino, O. Martínez, O. Seguel, M. Casanova, M. Pino, R. Horn y J. Dörner (2019). «The waterlogged volcanic ash soils of southern Chile. A review of the "Nadi" soils». *Catena* 173: 99-113. doi: 10.1016/j.catena.2018.10.003.



## Anexo 1: Identificación de las unidades de vegetación mostradas en la Figura 1

	Nombre de la Unidad	Superficie potencial (Km <sup>2</sup> )
U1	Desierto tropical	58005
U2	Dunas tropicales	381
U3	Herbazal efímero tropical	757
U4	Matorral desértico tropical	11913
U5	Matorral desértico tropical-mediterráneo	20701
U6	Matorral desértico mediterráneo	38518
U7	Matorral bajo desértico tropical	52629
U8	Matorral bajo desértico tropical-mediterráneo	9953
U9	Matorral bajo desértico mediterráneo	3656
U10	Matorral espinoso mediterráneo	1712
U11	Bosque espinoso tropical	3438
U12	Bosque espinoso mediterráneo	15990
U13	Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo	5154
U14	Bosque esclerófilo mediterráneo	35702
U15	Bosque esclerófilo psamófilo mediterráneo	4635
U16	Bosque caducifolio mediterráneo	25762
U17	Bosque caducifolio mediterráneo-templado	3761
U18	Bosque caducifolio templado	19660
U19	Bosque mixto mediterráneo-templado	4384
U20	Bosque caducifolio templado	35384
U21	Bosque caducifolio mediterráneo-templado	2163
U22	Bosque caducifolio templado-antiboreal	10775



	Nombre de la Unidad	Superficie potencial (Km <sup>2</sup> )
U23	Matorral caducifolio templado	10071
U24	Matorral arborescente caducifolio mediterráneo-templado	3558
U25	Matorral arborescente caducifolio templado-antiboreal	6781
U26	Bosque laurifolio templado	13424
U27	Bosque resinoso templado	18042
U28	Bosque siempreverde templado	38254
U29	Bosque mixto templado	2598
U30	Bosque mixto templado-antiboreal	5267
U31	Bosque siempreverde antiboreal	7617
U32	Bosque siempreverde templado-antiboreal	38840
U33	Matorral siempreverde templado	3463
U34	Turbera templada	15354
U35	Turbera antiboreal	9127
U36	Turbera templada-antiboreal	9399
U37	Matorral bajo tropical	51390
U38	Matorral bajo tropical-mediterráneo	11869
U39	Matorral bajo mediterráneo	13239
U40	Matorral bajo templado	6421
U41	Matorral bajo antiboreal	6961
U42	Herbazal tropical-mediterráneo	6595
U43	Herbazal mediterráneo	3271
U44	Herbazal templado	11137
U45	Herbazal antiboreal	4401
U46	Estepa mediterránea-templada	18192
U47	Estepa mediterránea	6354



## Anexo 2: Valores referenciales sobre aumentos de temperatura global esperados con diferentes escenarios de emisiones de CO<sub>2</sub>

Años	2046-2065	2081-2100
Scenari	Mean and likely range	Mean and likely range
RCP2.6	1.0 (0.4 to 1.6)	1.0 (0.3 to 1.7)
RCP4.5	1.4 (0.9 to 2.0)	1.8 (1.1 to 2.6)
RCP6.0	1.3 (0.8 to 1.8)	2.2 (1.4 to 3.1)
RCP8.5	2.0 (1.4 to 2.6)	3.7 (2.6 to 4.8)

Véase IPCC (2014) para más detalles de los escenarios.



## Anexo 3: Evidencias sobre cambios de clima en Chile relevantes para sus ecosistemas

En cuanto a la temperatura, la zona norte y central del país, sobre todo más al norte de los 35°S, ha experimentado un gradual calentamiento desde mediados de la década de 1970, a excepción de la franja costera, donde las temperaturas se han mantenido o incluso disminuido (CR2, 2015). La temperatura en la zona del bosque subantártico en la región de Aysén, un área de gran potencial turístico, habría aumentado para el período 2000-2016 (Olivares-Contreras *et al.*, 2019). A partir de 1979, la alta cordillera en Chile Central, de especial importancia para la industria del esquí y crecientemente para la recreación en verano, experimentó un aumento de temperatura de +0.25 °C por década (Falvey y Garreaud, 2009), que excede el del Valle Central. En Punta Arenas, región de Magallanes, las tendencias históricas son menos claras (Santana, Butorovic y Olave, 2009). Muchos procesos fisiológicos y funciones ecosistémicas guardan una estrecha relación con la temperatura (Bozinovic y Cavieres, 2019).

En cuanto a la precipitación, se ha observado una disminución progresiva a lo largo del último siglo en la costa desde La Serena hasta Arica (Schulz, Boisier y Aceituno, 2012). En el desierto costero en el extremo norte del país se ha visto una disminución en la nubosidad (Schulz, Boisier y Aceituno, 2012), que en gran medida sostiene la vegetación costera (Rundel *et al.*, 1991). Sabemos ahora que también hubo un descenso de precipitación significativo en el Altiplano entre 1972 y 2013 (Sarricolea *et al.*, 2017), que afectó el borde árido de la puna y desierto interior. El norte del país (Miura *et al.*, 2017) es crítico para la biodiversidad de Chile, ya que contiene ecosistemas áridos con alto grado de endemismo (Squeo *et al.*, 2008) y microorganismos adaptados a las condiciones más áridas del planeta (Crits-Christoph *et al.*, 2016; Lizama *et al.*, 2001). Hay una creciente industria del turismo en torno al desierto florido, fenómeno que depende de la frecuencia e intensidad de El Niño. Si bien conocemos que las plantas y animales del desierto chileno poseen adaptaciones especiales para la aridez, como bancos de semillas persistentes (Arroyo, Chacon y Cavieres, 2006; Sotomayor y Gutiérrez, 2015) y sistemas radicales muy especializados (Carvajal *et al.*, 2017; Squeo *et al.*, 2007) en las plantas, estas adaptaciones tienen sus límites. En Chile central-sur (30-48° S) también ha habido una tendencia hacia una reducción en las precipitaciones en los últimos 50 años (Boisier *et al.*, 2018). En esta parte del país se concentra la agricultura e industria forestal, las que dependen fuertemente de múltiples servicios ecosistémicos, como la industria de vino (Miura *et al.*, 2017). En Punta Arenas se observa una tendencia a una menor precipitación durante el período 1900-2014, la que fue más acentuada entre 1990-2014 (González-Reyes *et al.*, 2017).

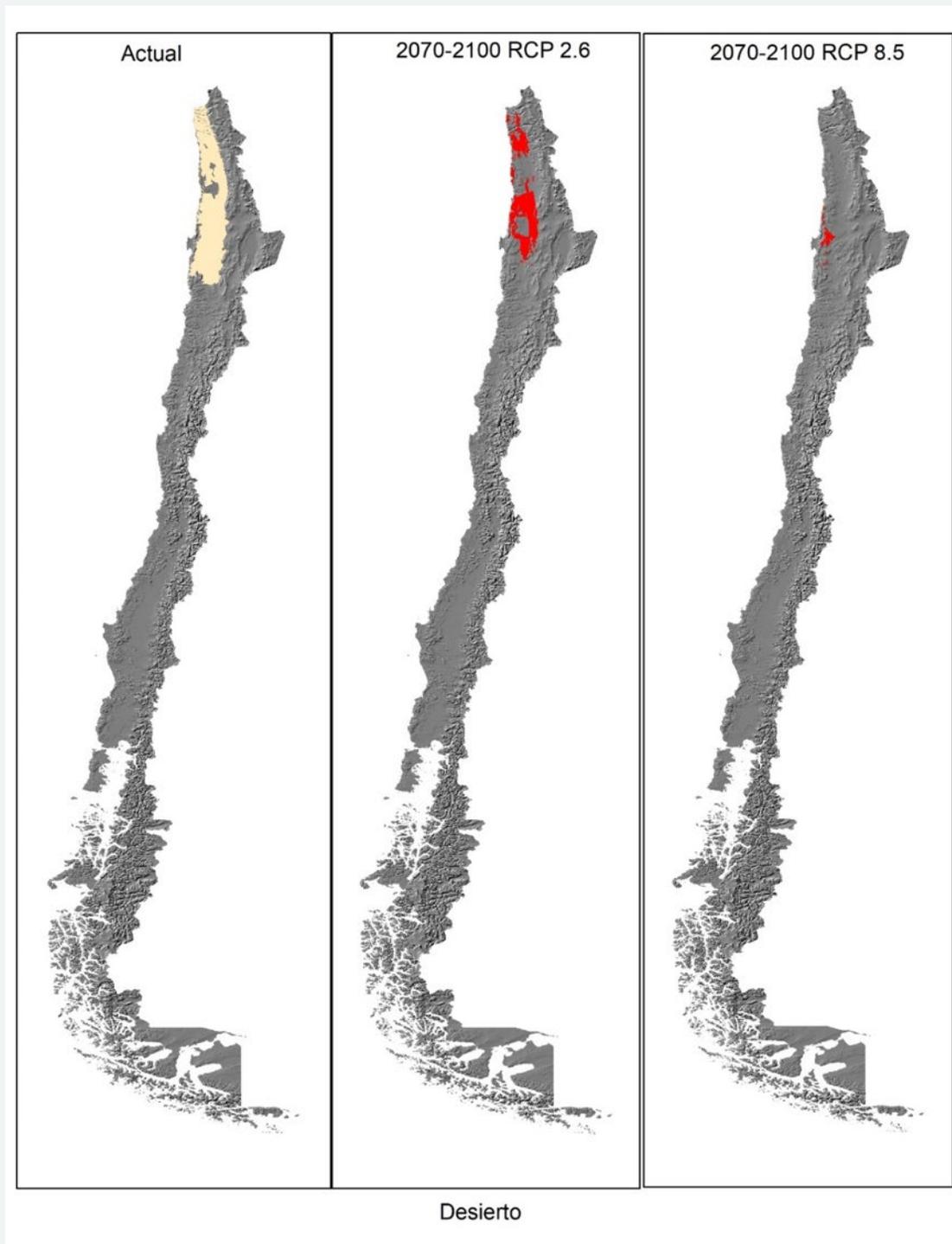
La mayoría de los ecosistemas de Chile (áridos, semiáridos, mediterráneos y templados) tienen una estrecha relación con las condiciones de humedad del suelo de verano, las que dependen en última instancia de la precipitación recibida en invierno, las temperaturas de primavera y verano (Gutiérrez *et al.*, 2014), y escorrentía de los Andes. Para estos ecosistemas, los eventos extremos suelen ser problemáticos, como por ejemplo la actual megasequía en Chile Central, que empezó en 2010 y todavía no termina (Garreaud *et al.*, 2017) y de la sequía muy severa en el año 2016, reportada para la Patagonia oeste con un clima hiperhúmedo (Garreaud, 2018), pues determinan condiciones de temperatura y humedad del suelo que caen fuera de los rangos naturales de tolerancia de las especies. Al respecto, bajo un escenario moderado de cambio climático (RCP 2.6), se predice que habrá una disminución de 35% a 45% en la cantidad de nieve en Chile Central a mediados de este siglo (Bozkurt *et al.*, 2018).

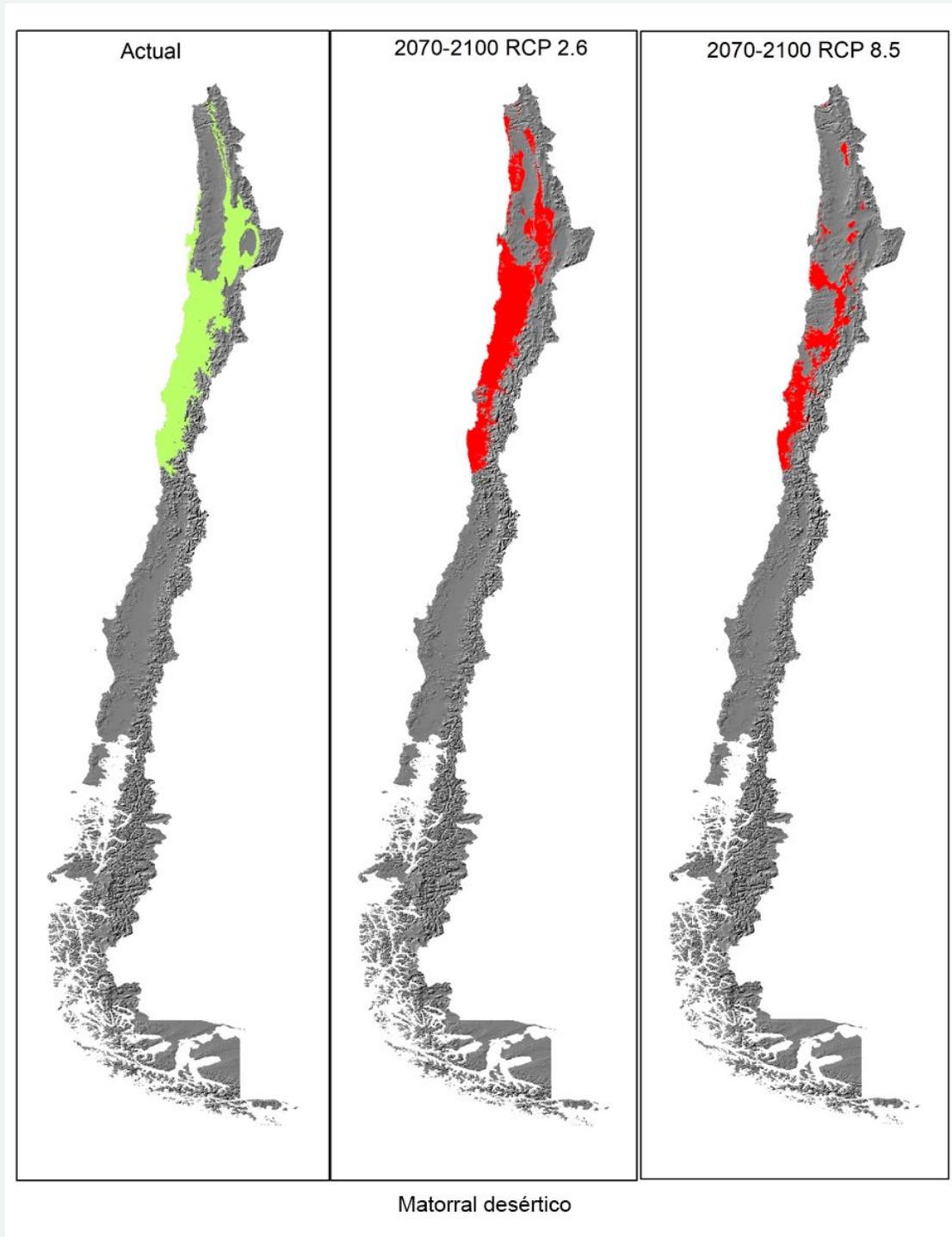
Un problema adicional para los ecosistemas del país son los eventos climáticos catastróficos. Por ejemplo, la región de Atacama fue golpeada por un evento pluvial extremo sin precedente en el interior de Copiapó en marzo de 2015 (Rondanelli *et al.*, 2019), que removió mucho suelo de la alta cordillera y resultó en grandes aluviones. Este evento fue particularmente interesante científicamente hablando, porque permitió constatar que la composición isotópica del agua fue típica de una fuente proveniente de latitudes ecuatoriales del Pacífico y no de las fuentes polar y amazónica, que son características de la alta cordillera (Jordan *et al.*, 2019).

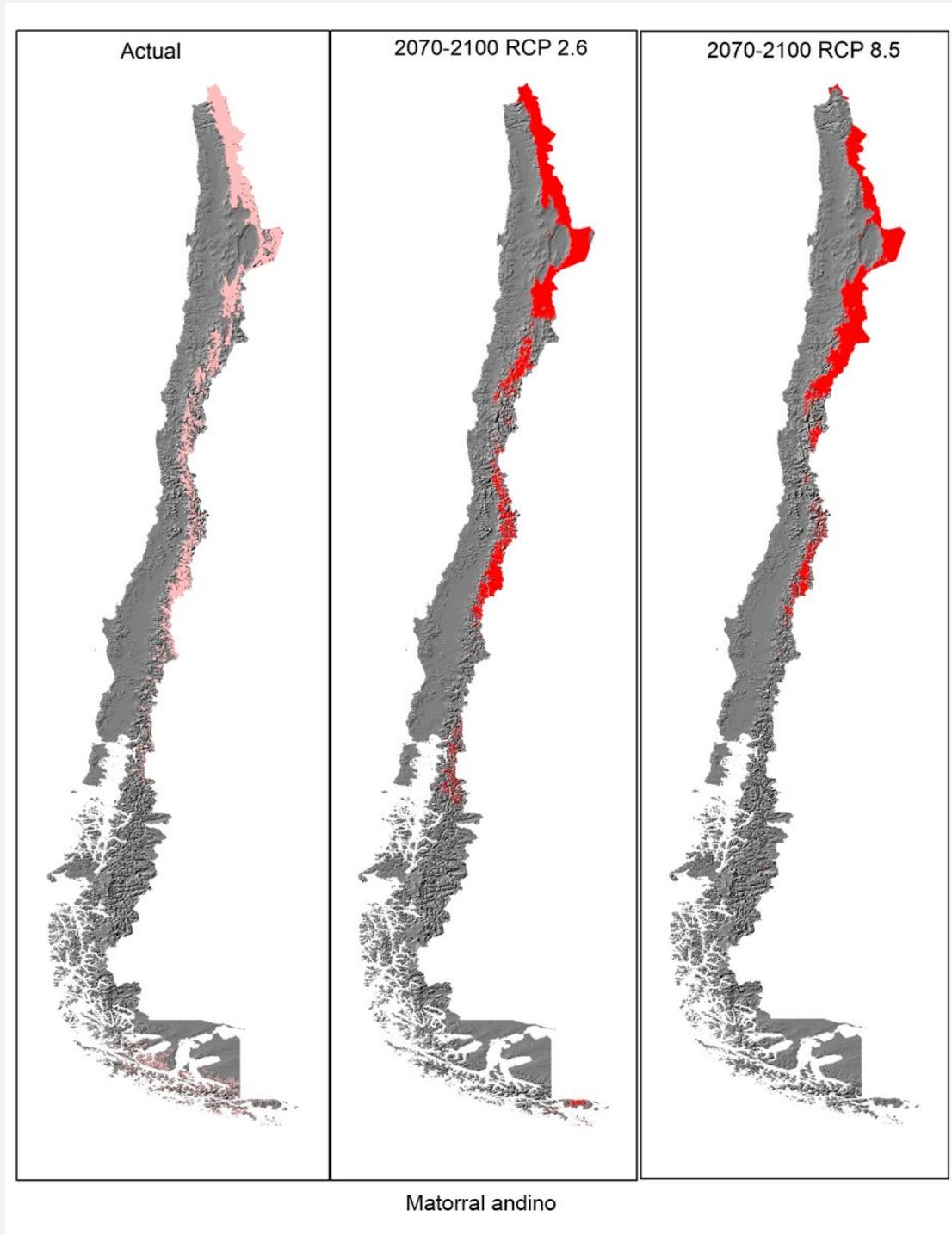
## Anexo 4: Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de ecosistemas de Chile a los años 2070-2010 bajo dos escenarios de emisiones de CO<sub>2</sub>

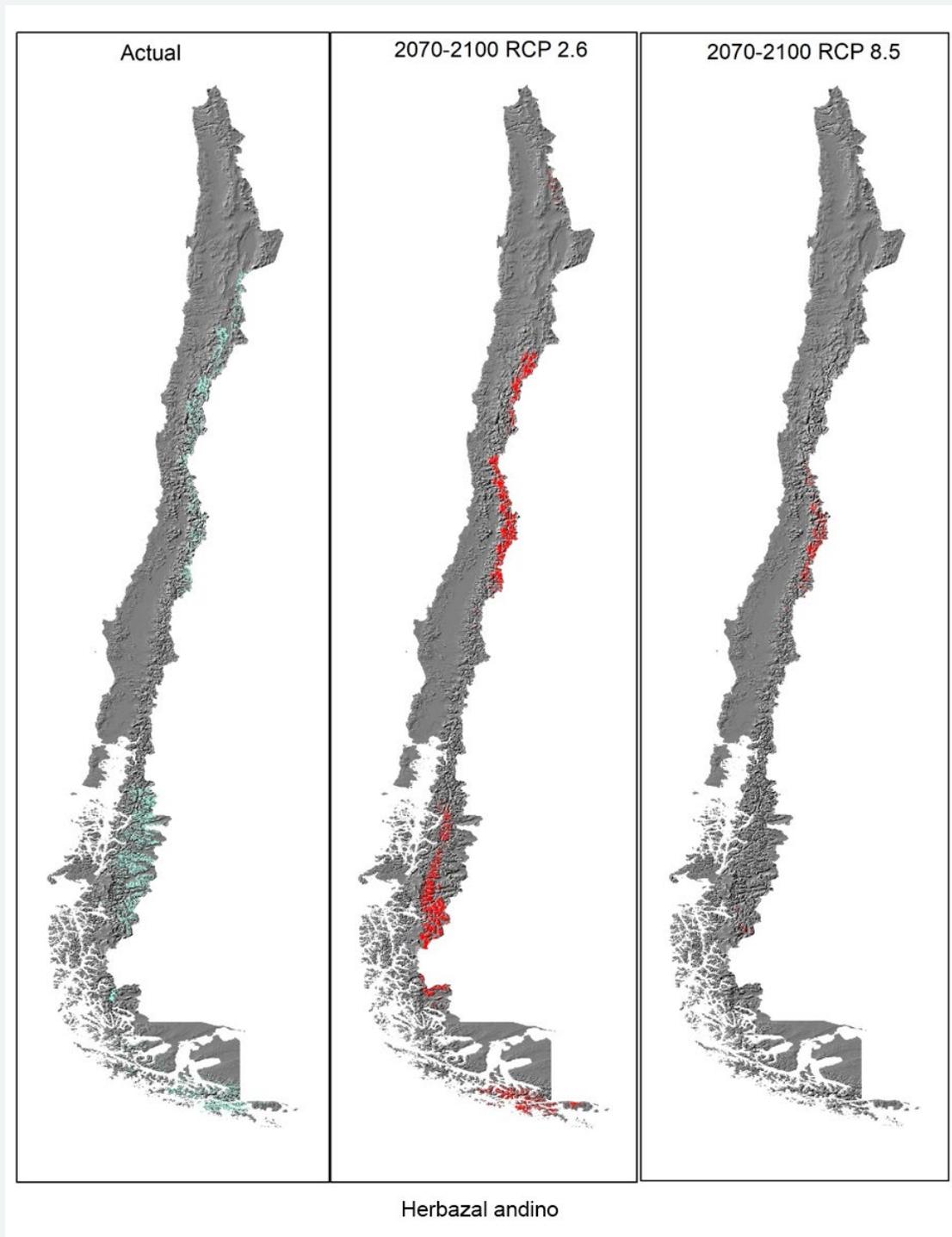
Las superficies potenciales actuales de los ecosistemas provienen de Luebert y Pliscoff (2017). Los análisis se basan en las predicciones de clima del GCM HADGEM2\_ES.

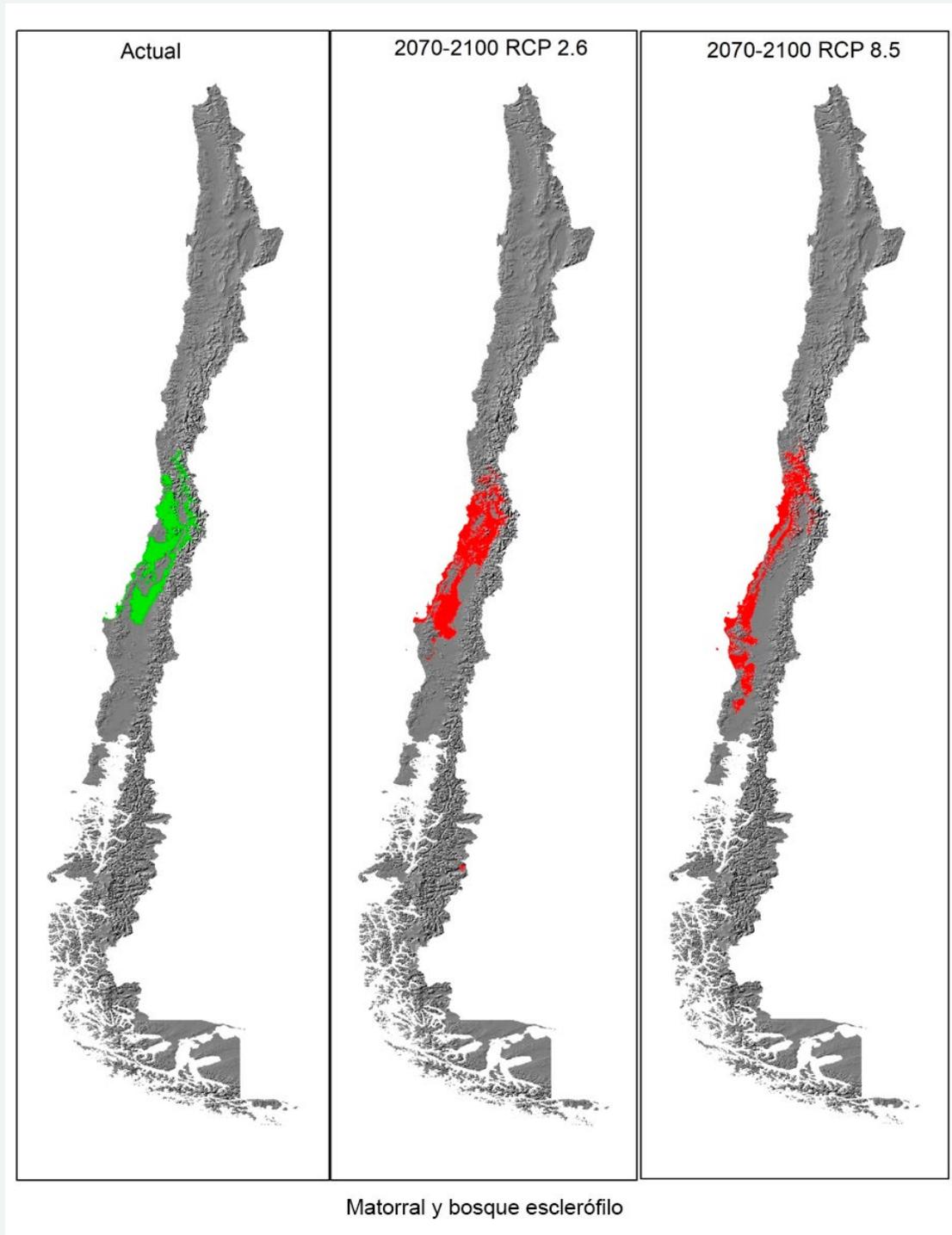
Mapas preparados especialmente para este informe.

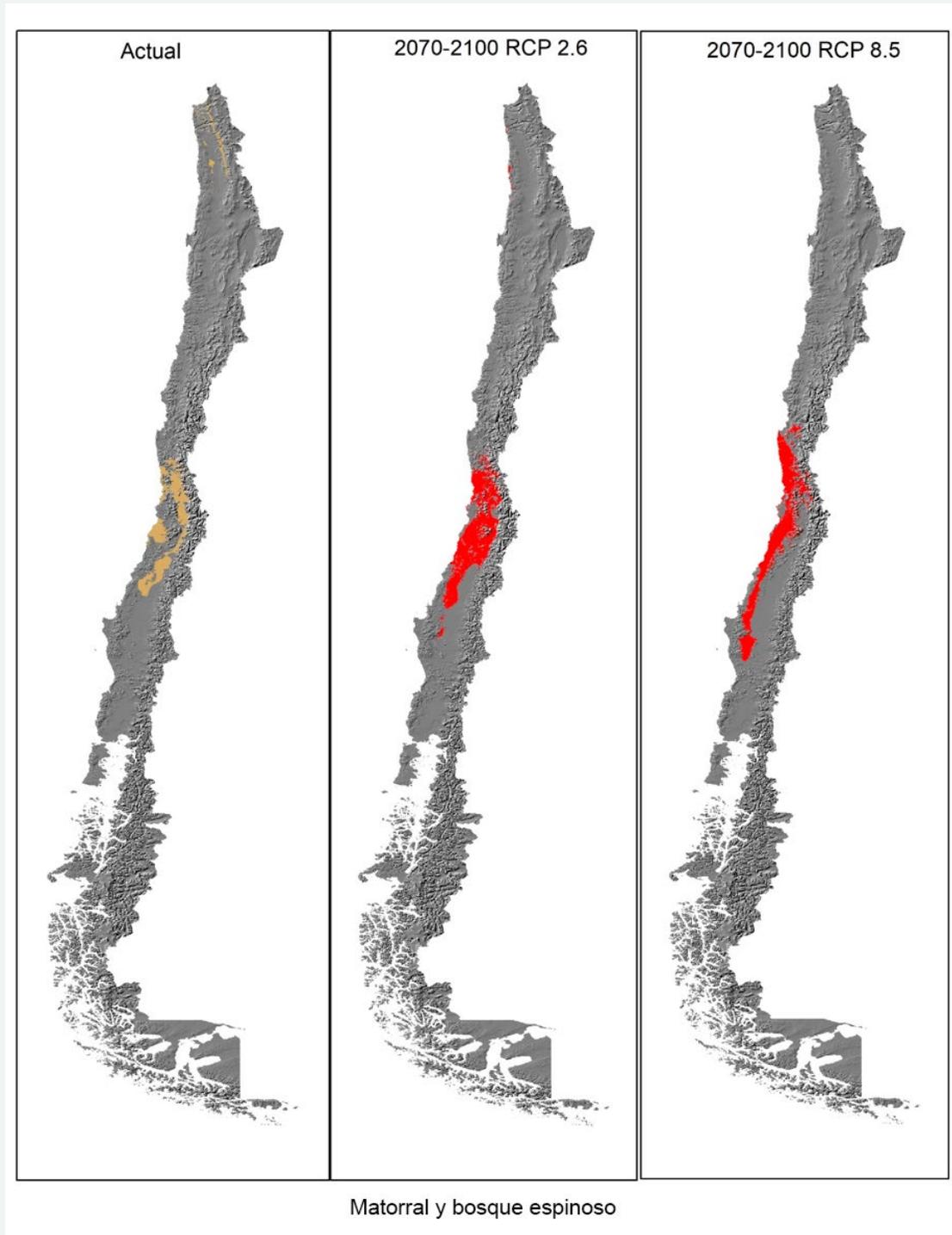


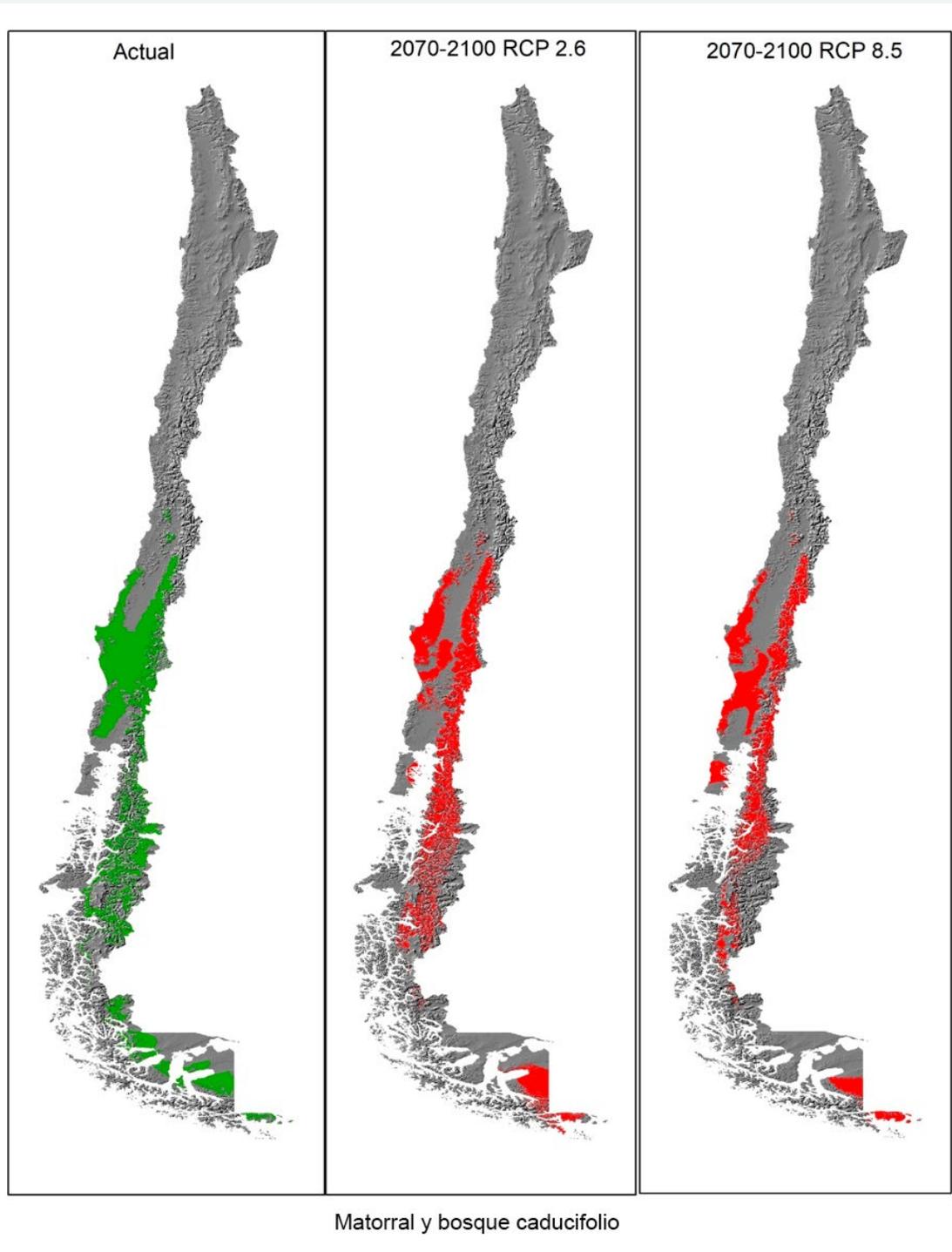


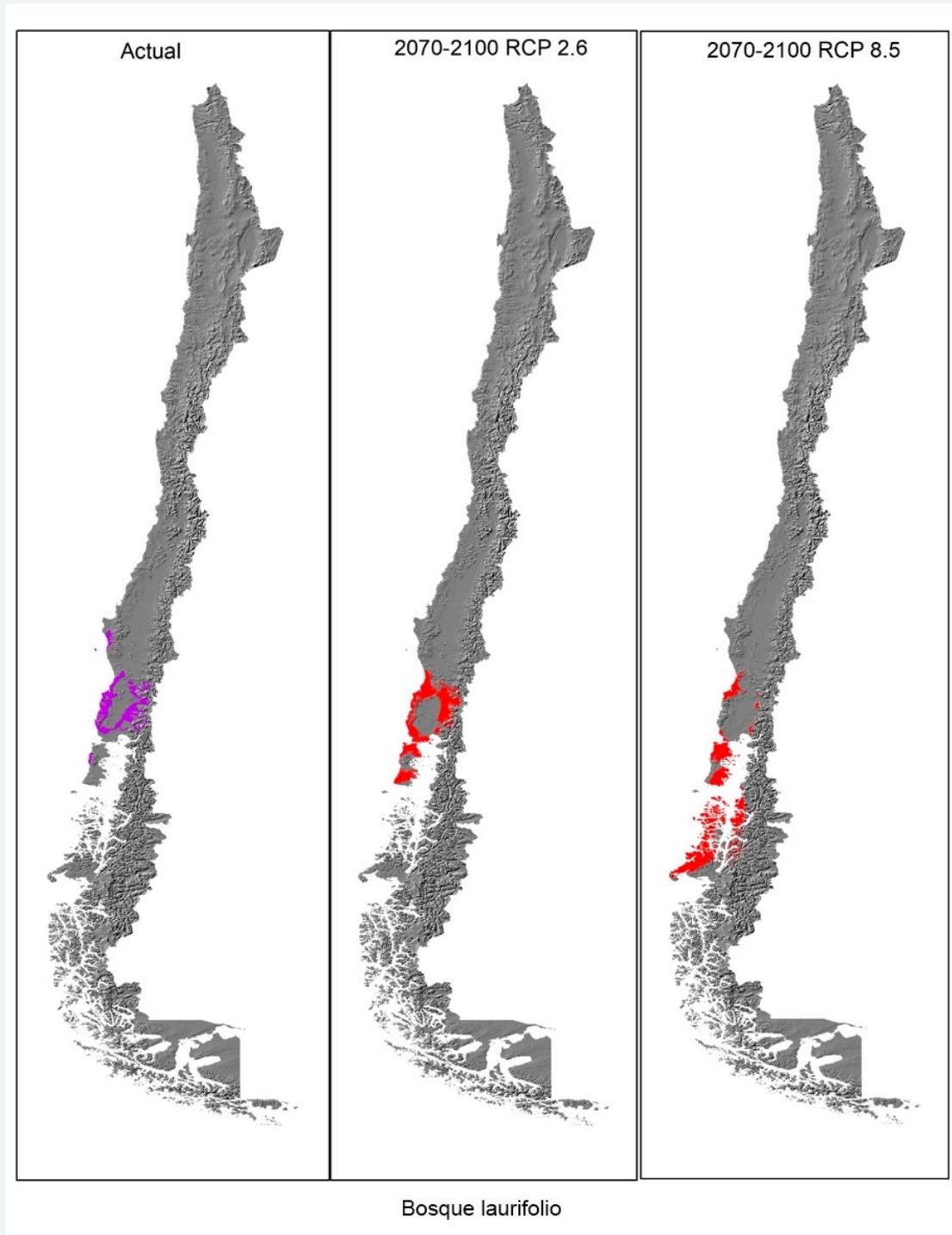


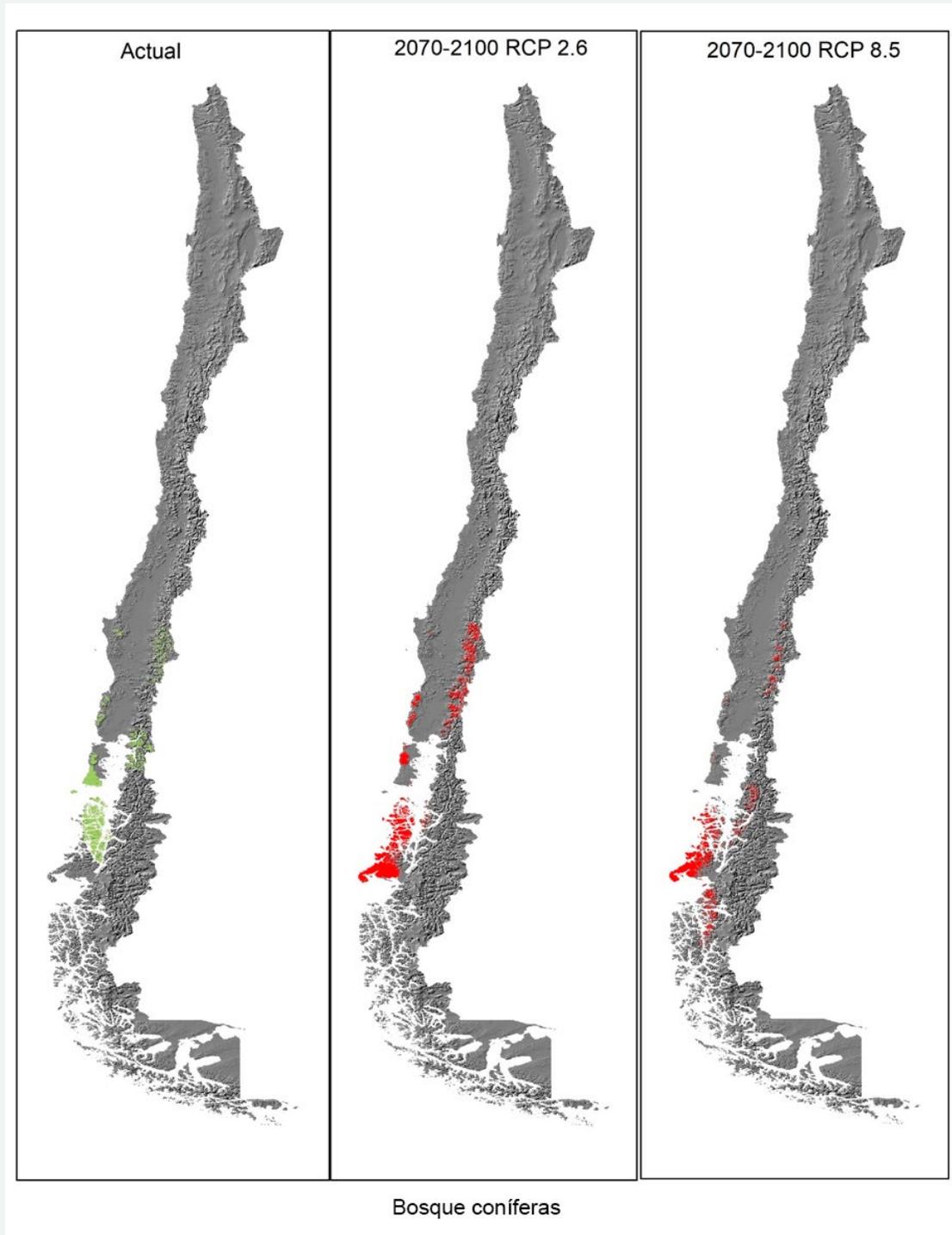


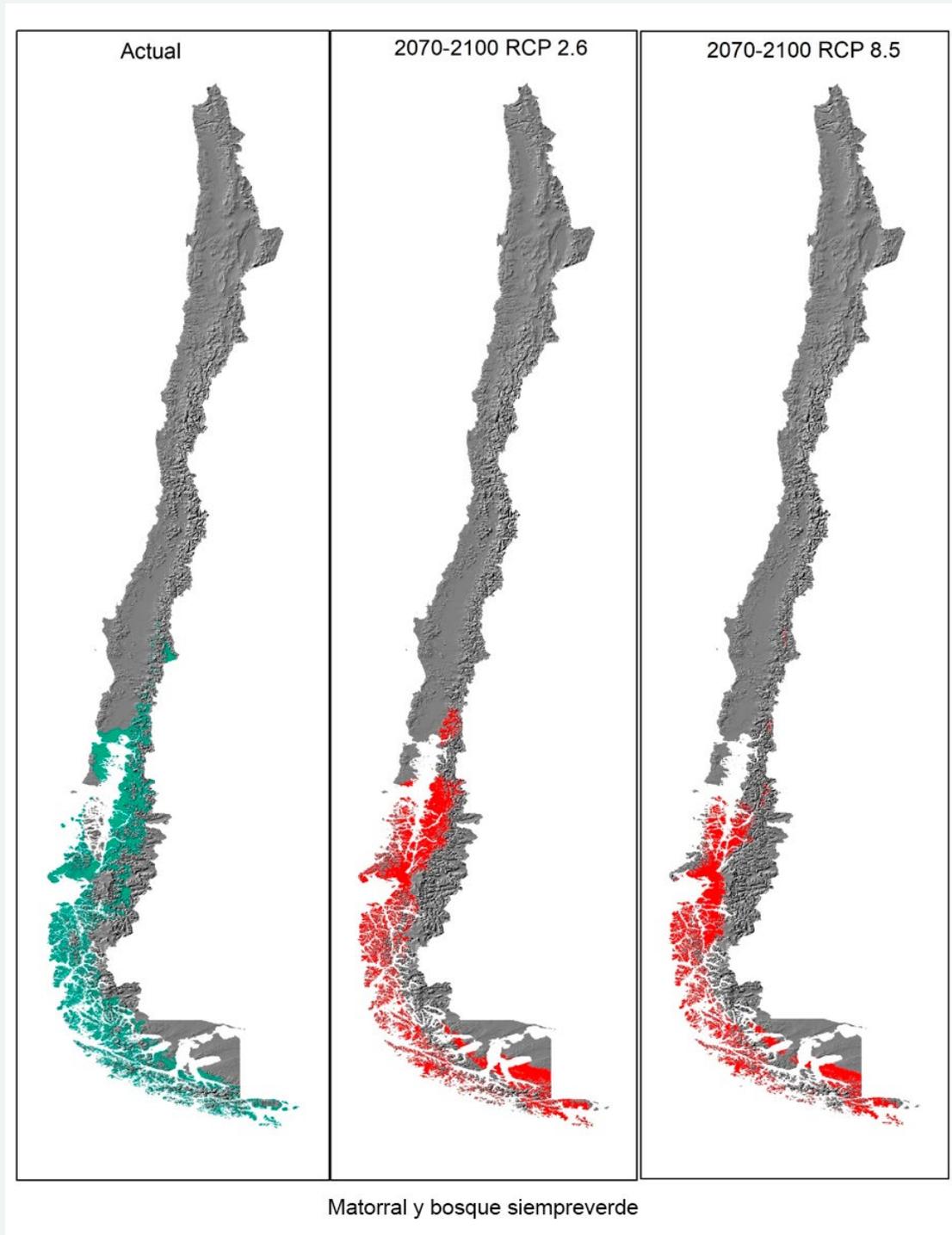


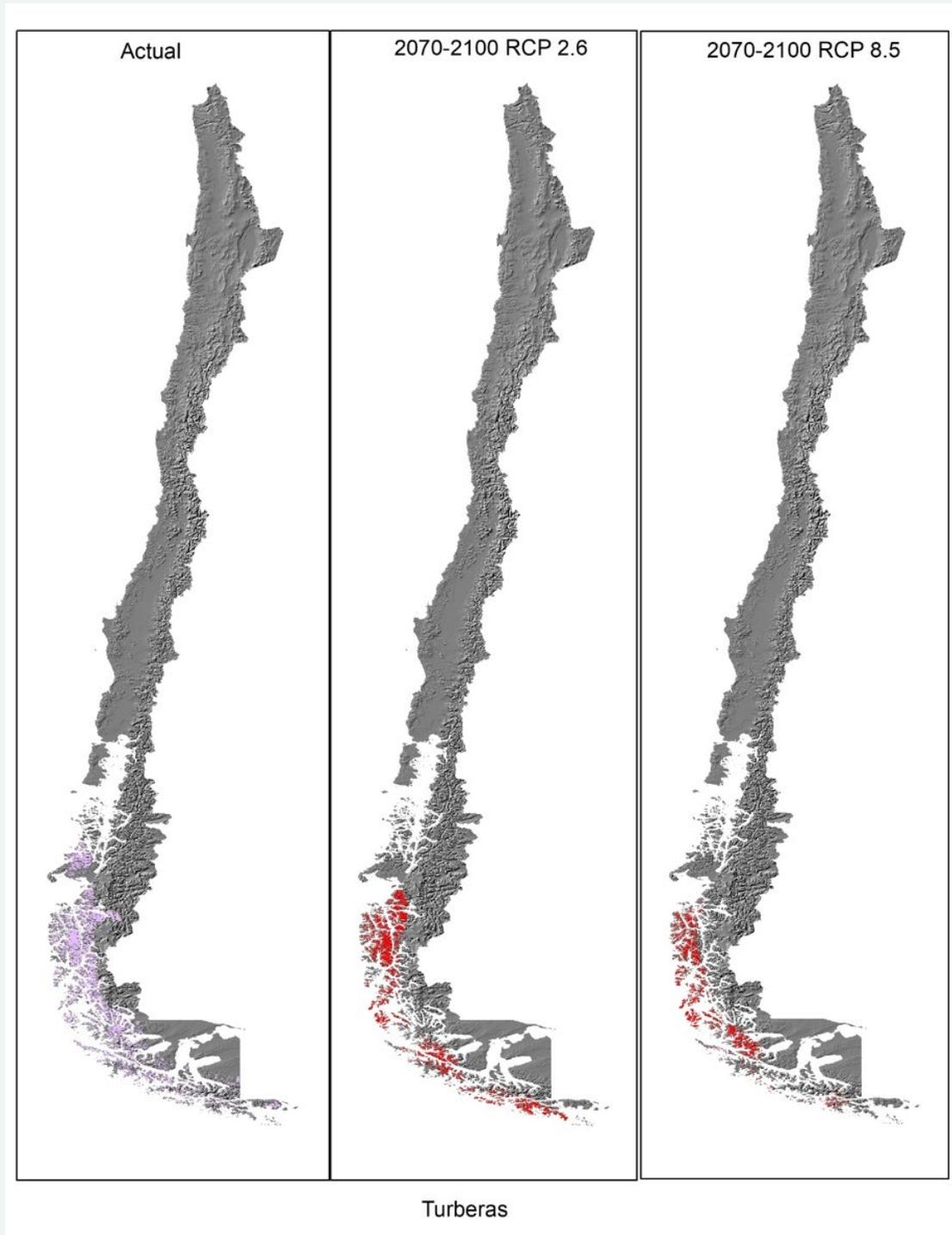


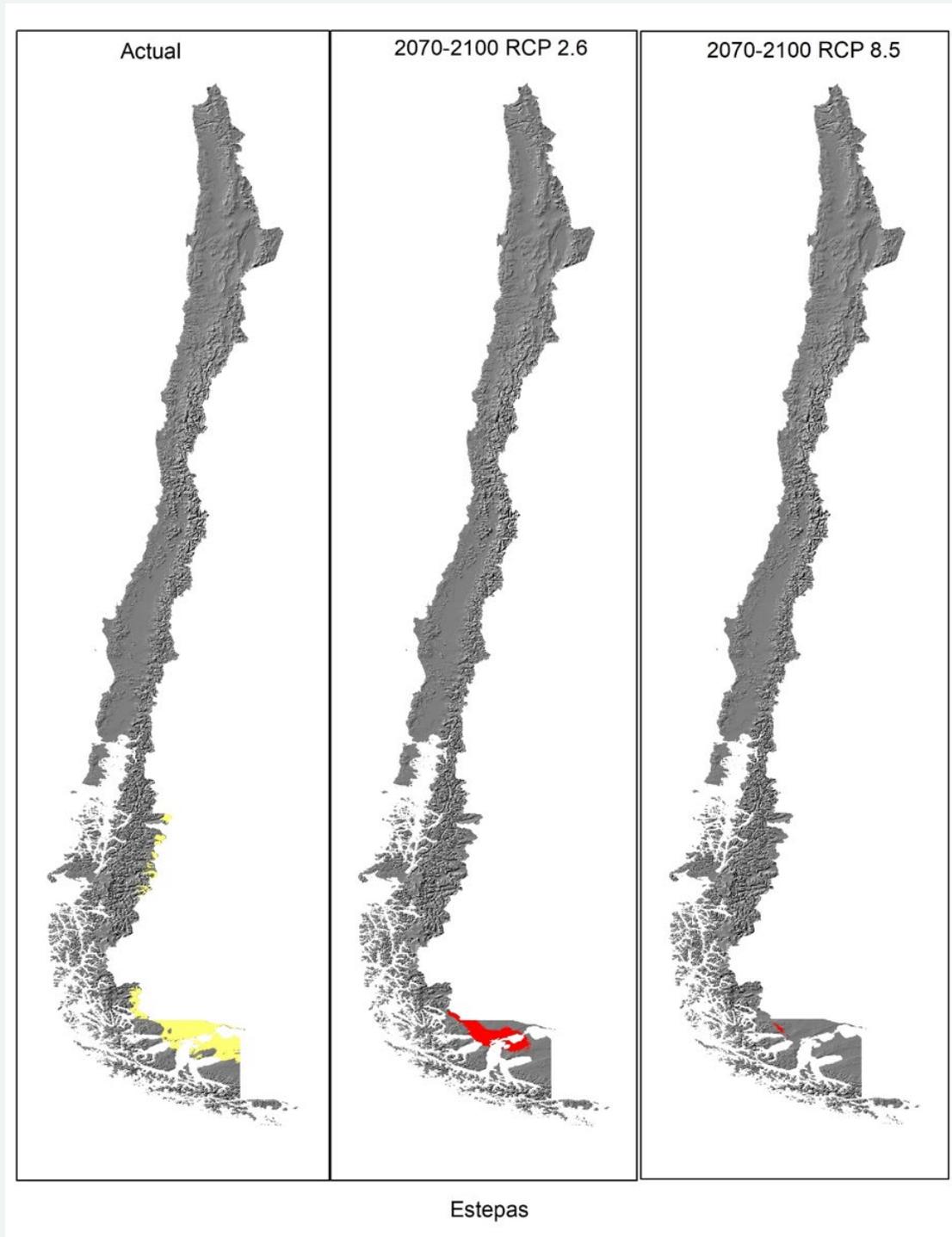














## Anexo 5: Referencias usadas para generar la Figura 11

- Caldentey, J. (1995) Acumulación de biomasa en rodales naturales de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Chile. *Forest Systems*, 4, 166-175.
- Doll, U., Vallejos, O., Bilbao, N., & Jara, C. (2008) Estimación preliminar de la retención de carbono en raíces finas y mantillo de un renoval de *Nothofagus glauca* de la precordillera andina de la Región del Maule, Chile. *Bosque*, 29, 91-96.
- Espinosa, M., Acuña, E., Cancino, J., Muñoz, F., & Perry, D. A. (2005) Carbon sink potential of radiata pine plantations in Chile. *Forestry*, 78, 11-19.
- Loisel, J., & Yu, Z. (2013) Holocene peatland carbon dynamics in Patagonia. *Quaternary Science Reviews*, 69, 125-141.
- ODEPA (2008) Estimación del carbono capturado en las plantaciones de pino radiata y eucaliptos relacionadas con el DL 701 de 1974.
- León, C., A (2012) Caracterización florística y ecológica de turberas esfagnosas de la isla Grande de Chiloé-Chile: una herramienta para la conservación y el desarrollo sostenible. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid; 2012.
- León, C., A., & Oliván, G. (2014) Recent rates of carbon and nitrogen accumulation in peatlands of Isla Grande de Chiloé-Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 87, 1-26.
- Muñoz, A., Riveros, C., Cancino C, J., & Espinosa B, M. (2005) Análisis de biomasa del suelo de un rodal adulto de *Pinus radiata*. *Bosque*, 26, 33-44.
- Guerra J. (2001) Evaluación de la biomasa radical gruesa en la especie *Nothofagus alpina* (Poepp. et Mol) Oerst (Rauli) en la provincia de Malleco. Tesis Ing. Forestal. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. 58 p.
- Gutiérrez, A. G. (2010) Long-term dynamics and the response of temperate rainforests of Chiloé Island (Chile) to climate change (Dissertation, Technische Universität München).
- Gomez, H. (1976) Estimación de algunos componentes de la biomasa vegetal en *Nothofagus glauca* (Phil) Krasser. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal. Santiago. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. 50 p.
- Panichini, M., Neculman, R., Godoy, R., Arancibia-Miranda, N., & Matus, F. (2017) Understanding carbon storage in volcanic soils under selectively logged temperate rainforests. *Geoderma*, 302, 76-88.
- Pedrasa, M., (1989) Producción de biomasa y circulación de nutrientes en un rodal de *Nothofagus alessandrii* Espinoza, (Ruil) en la zona de Constitución. Memoria de Título, Escuela de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Pérez-Quezada, J. F., Delpiano, C. A., Snyder, K. A., Johnson, D. A., & Franck, N. (2011) Carbon pools in an arid shrubland in Chile under natural and afforested conditions. *Journal of Arid Environments*, 75, 29-37.
- Pérez-Quezada, J. F., Olguín, S., Fuentes, J. P., & Galleguillos, M. (2015) Reservorio de carbono arbóreo en bosques siempreverdes de Chiloé, Chile. *Bosque*, 36, 27-39.
- Piotto, D. (2008) A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecological Management*, 225, 781-786.
- Ponsac., C. (2017) Linking traits and carbon dynamics in a warming and clipping manipulations in a high andean peatland, Chile. Tesis Magíster, Facultad de Ciencias, Universidad de La Serena, Chile.
- Urrutia-Jalabert, R., Malhi, Y., & Lara, A. (2015) The oldest, slowest rainforests in the world? Massive biomass and slow carbon dynamics of *Fitzroya cupressoides* temperate forests in southern Chile. *Plos One*, 10, e0137569



MESA  
BIODIVERSIDAD

**Biodiversidad  
y cambio climático en Chile:**  
Evidencia científica  
para la toma de decisiones

Capítulo 2  
**Biodiversidad  
de ecosistemas  
de agua dulce**



## Capítulo 2

# Biodiversidad de ecosistemas de agua dulce



MESA  
BIODIVERSIDAD

COMITÉ  
CIENTÍFICO

---

DE CAMBIO  
CLIMÁTICO

### AUTORES

#### Coordinadores

Evelyn Habit<sup>1</sup>, Konrad Górski<sup>2</sup>

#### Coautores

Dominique Alò<sup>3</sup>, Enrique Ascencio<sup>1</sup>, Anna Astorga<sup>4</sup>, Nicole Colin<sup>2</sup>, Tamara Contador<sup>5</sup>, Patricio de los Ríos<sup>6</sup>, Verónica Delgado<sup>1</sup>, Cristina Dorador<sup>7</sup>, Pablo Fierro<sup>2</sup>, Karla García<sup>8</sup>, Óscar Parra<sup>1</sup>, Claudio Quezada-Romegialli<sup>9</sup>, Brian Ried<sup>4</sup>, Patricio Rivera<sup>1</sup>, Claudio Soto-Azat<sup>10</sup>, Claudio Valdovinos<sup>1</sup>, Iván Vera-Escalona<sup>8</sup>, Stefan Woelfl<sup>2</sup>.

- 1 Universidad de Concepción
- 2 Universidad Austral de Chile
- 3 Pontificia Universidad Católica de Chile
- 4 Centro de Investigación en Ecosistemas de la Patagonia
- 5 Universidad de Magallanes
- 6 Universidad Católica de Temuco
- 7 Universidad de Antofagasta
- 8 Universidad Católica de la Santísima Concepción
- 9 Universidad de Playa Ancha
- 10 Universidad Andrés Bello

Editor: Miguelángel Sánchez

Corrección de texto: Constanza Valenzuela

Diseño: [www.negro.cl](http://www.negro.cl)

Foto portada: Unsplash

#### Citar como:

Habit, E., K. Górski, D. Alò, E. Ascencio, A. Astorga, N. Colin, T. Contador, P. de los Ríos, V. Delgado, C. Dorador, P. Fierro, K. García, Ó. Parra, C. Quezada- Romegialli, B. Ried, P. Rivera, C. Soto-Azat, C. Valdovinos, I. Vera-Escalona, S. Woelfl (2019). «Biodiversidad de ecosistemas de agua dulce». 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

El presente documento es el producto de una metodología colaborativa y de un taller de expertos desarrollado el 9 de agosto de 2019 en la Facultad de Ciencias Ambientales en la Universidad de Concepción.

### Asistentes al taller

Evelyn Habit, Konrad Górski, Mauricio Aguayo, Enrique Ascencio, Anna Astorga, Nicole Colin, Tamara Contador, Patricio de los Ríos, Verónica Delgado, Cristina Dorador, Pablo Fierro, Ricardo Figueroa, Karla García, Óscar Parra, Brian Ried, Claudio Soto Azat, Claudio Valdovinos, Iván Vera-Escalona, Alejandra Zurita.

### Otros integrantes de la submesa

Paulina Bahamonde, Gustavo Chiang, Martín Díaz, Melisa Gañán, Daniel Gómez-Uchida, Alan Maldonado, Andrés Mansilla.

## AGRADECIMIENTOS

El Comité Científico COP25 y su equipo de gestión agradecen la participación y motivación a los integrantes de la submesa de Biodiversidad de Ecosistemas de Agua Dulce. Especial reconocimiento a los participantes del taller de expertos que se llevó a cabo el 9 agosto de 2019 en las dependencias de la Facultad de Ciencias Ambientales en Concepción.

Los contenidos de este documento 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

<b>Resumen ejecutivo</b> . . . . .	<b>7</b>
Medidas de conservación y restauración . . . . .	8
Medidas asociadas a caudales ecológicos. . . . .	8
Medidas asociadas a los derechos de aprovechamiento de agua . . . . .	8
Medidas de gestión y asociadas al SEIA. . . . .	8
Medidas asociadas a la información y monitoreo. . . . .	9
Medidas de reducción del estrés no climático. . . . .	9
Gobernanza. . . . .	9
Mensajes clave . . . . .	9
<b>Introducción</b> . . . . .	<b>10</b>
<b>Situación global</b> . . . . .	<b>11</b>
<b>Situación local</b> . . . . .	<b>13</b>
<b>Biodiversidad a nivel ecosistémico</b> . . . . .	<b>15</b>
<b>Biodiversidad a nivel de especies</b> . . . . .	<b>18</b>
Microorganismos . . . . .	18
Microalgas. . . . .	19
Macrófitos. . . . .	20
Zooplankton . . . . .	20
Macroinvertebrados bentónicos. . . . .	23
Peces y lampreas . . . . .	25
Anfibios. . . . .	27
Aves. . . . .	28
Mamíferos. . . . .	31



<b>Biodiversidad a nivel intraespecífico (nivel genético) . . . . .</b>	<b>35</b>
<b>Brechas de conocimiento y desafíos . . . . .</b>	<b>37</b>
Brechas de conocimiento . . . . .	37
Brechas de gestión . . . . .	37
Brechas de sensibilización pública. . . . .	37
Medidas de mitigación basadas en ecosistemas de agua dulce . . . . .	37
Medidas de adaptación basadas en ecosistemas de agua dulce . . . . .	40
<b>Recomendaciones de políticas públicas . . . . .</b>	<b>47</b>
<b>Conclusiones . . . . .</b>	<b>50</b>
<b>Referencias. . . . .</b>	<b>51</b>

## FIGURAS

Figura 1. Cuencas hidrográficas consideradas en el análisis de la biodiversidad de agua dulce . . . . .	14
Figura 2. Ecosistemas, sumatoria de presiones antrópicas y vulnerabilidad al cambio climático de los ecosistemas de agua dulce del país . . . . .	17
Figura 3. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de ciliados zooplanctónicos por cuenca hidrográfica a lo largo del país. . . . .	21
Figura 4. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de crustáceos zooplanctónicos por cuenca hidrográfica a lo largo del país. . . . .	23
Figura 5. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de macroinvertebrados bentónicos por cuenca hidrográfica a lo largo del país. . . . .	24



Figura 6. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de peces y lampreas por cuenca hidrográfica a lo largo del país . . . . .	26
Figura 7. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de anfibios por cuenca hidrográfica a lo largo del país. . . . .	28
Figura 8. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de aves por cuenca hidrográfica a lo largo del país. . . . .	30
Figura 9. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de mamíferos por cuenca hidrográfica a lo largo del país. . . . .	32
Figura 10. Sumatoria de presiones sobre los distintos taxones a escala de cuenca hidrográfica a lo largo del país. . . . .	33
Figura 11. Vulnerabilidad al cambio climático de los distintos taxones a escala de cuenca hidrográfica a lo largo del país . . . . .	34
Figura 12. Sitios Ramsar y otras áreas protegidas de Chile. . . . .	40
<b>Referencias. . . . .</b>	<b>51</b>
 <b>ANEXOS</b>	
<b>Anexo 1: Descripción de presiones antrópicas . . . . .</b>	<b>59</b>
<b>Anexo 2: Estudios sobre diversidad genética en organismos dulceacuícolas. . . . .</b>	<b>60</b>



## Resumen ejecutivo

Los ecosistemas de agua dulce o humedales presentan una enorme diversidad en Chile, desde bofedales, vegas y salares en el norte a bosques pantanosos o hualves, ñadis y turberas en el sur, incluyendo lagos, lagunas, pantanos, ríos, esteros y arroyos, entre otros. Todos ellos tienen en común contar con un cuerpo de agua permanente o intermitente embebido en una matriz terrestre de la cual depende su estado y calidad: la cuenca hidrográfica. La biodiversidad de estos ecosistemas es desproporcionadamente alta en relación con otros ecosistemas si consideramos que su superficie cubre menos del 1% del planeta. A nivel mundial, el 50% de los cauces de ríos han sido alterados y el 80% de la superficie de humedales se ha perdido. De forma similar, los ecosistemas de agua dulce de Chile y su biota se encuentran severamente alterados o amenazados, principalmente en la zona norte y mediterránea del país. En estos ambientes ya se han registrado extinciones de especies (por ejemplo, el pez endémico *Diplomystes chilensis*), así como el colapso de un ecosistema lacustre (laguna de Aculeo). Cuenclas completas, como las de los ríos Petorca y Aconcagua, prácticamente ya no albergan especies de vertebrados nativos dulceacuícolas, debido a las malas prácticas de gestión del recurso hídrico y a la inexistente gestión integrada de cuencas hidrográficas.

En este informe se entrega una actualización del estado de conocimiento de la biodiversidad de agua dulce a nivel de ecosistemas, especies (microorganismos, microalgas, zooplancton, macrófitos, peces, anfibios, aves y mamíferos) y genes. Destaca el alto endemismo en taxones como peces y anfibios, pero también una importante falta de información científica, así como una elevada vulnerabilidad de los distintos grupos al cambio climático, el cual aumentará la frecuencia de floraciones algales tóxicas y la intermitencia de los cuerpos de agua, lo que liberará más dióxido de carbono a la atmósfera. Sin embargo, cuando estos ecosistemas funcionan de manera natural, tienen un elevado potencial de secuestro de carbono. Se considera que a nivel global, el 14% de las soluciones basadas en la naturaleza para la mitigación al cambio climático deben basarse en la protección de humedales. Por ello, evitar la pérdida de más humedales debe ser prioritario, ya que tiene costos significativamente menores a la restauración de humedales degradados, lo cual será imprescindible para lograr la mitigación y adaptación al cambio climático.

Este informe concluye que es necesario reconocer que la protección de la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce de Chile requiere de medidas integrales de manejo del agua, acopladas al uso del suelo y a las zonas costeras. Ello implica reconocer que el actual modelo de derechos de aprovechamiento del agua es un impedimento a la necesidad de planificación integrada de las cuencas hidrográficas. La gobernanza de la biodiversidad en un contexto de cambio climático debe ser participativa, considerar la opinión de expertos y el conocimiento ciudadano, dar reglas especiales para los grupos vulnerables y, además, ser adaptativa, esto es, que permita que las decisiones se puedan ir ajustando a los cambios que se experimenten. Para ello se debe lograr cerrar las brechas de conocimiento, de gestión y de sensibilización pública que se describen en este informe para conocer las capacidades de mitigación y adaptación de la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce de Chile al cambio climático. Mientras no se cuente con esta información, es aconsejable manejar la incertidumbre protegiendo la mayor proporción de estos ecosistemas del país.

Las medidas propuestas en este informe se resumen a continuación.



## MEDIDAS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN

1. Evitar la pérdida de humedales, dado que ello tiene un costo significativamente menor en comparación con la restauración de humedales degradados. La protección de estos ecosistemas de agua dulce es prioritaria no solo como medida de mitigación al cambio climático, sino también como medida de adaptación.
2. Proteger los humedales utilizando como límites geográficos sus cuencas hidrográficas. Cuando esto no sea posible, la cuenca debe contar con un manejo apropiado para lograr los objetivos de protección del ecosistema de agua dulce.
3. Priorizar los humedales captadores de carbono en categorías vulnerables, críticos y refugios climáticos.
4. Priorizar la conservación de turberas y bofedales como ecosistemas naturales claves en la mitigación del cambio climático.
5. Mantener o restaurar el caudal natural de los ríos, ya que estos transportan cantidades significativas de carbono al océano, el cual tiene una alta capacidad de secuestro.
6. Crear una «cartera de humedales» que represente bancos de compensación, con baja vulnerabilidad y alta adaptabilidad al cambio climático.
7. Diseñar acciones e incentivos para los propietarios de tierra o de derechos de agua, que les permitan mantener y restaurar hábitats críticos que conecten áreas de protección o que mantengan servicios ambientales.

## MEDIDAS ASOCIADAS A CAUDALES ECOLÓGICOS

8. Disponer de un mecanismo para el establecimiento de caudales ecológicos en los ríos y esteros de Chile ajustando los derechos constituidos a las nuevas disponibilidades de caudal y a los requerimientos para el mantenimiento o la recuperación de la biodiversidad.
9. Aplicar el caudal mínimo ecológico a todos los derechos de agua, no solo a los nuevos.

## MEDIDAS ASOCIADAS A LOS DERECHOS DE APROVECHAMIENTO DE AGUA

10. Permitir solicitar derechos de agua para fines de conservación sin que se deba pagar patente por no uso.
11. Fijar el uso ecosistémico del agua como uso prioritario.

## MEDIDAS DE GESTIÓN Y ASOCIADAS AL SEIA

12. Contar con gestión integrada a nivel de cuenca hidrográfica como instrumento de gestión ambiental.
13. Considerar la biodiversidad en la planificación territorial en el contexto de la adaptación al cambio climático.
14. Reformar la legislación tributaria para incentivar «donaciones verdes», incluyendo ecosistemas de agua dulce.
15. Exigir responsabilidad legal de las personas (consultoras y titulares) que desarrollan las líneas de bases con las cuales se toman decisiones en el país a través del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA).
16. Validar, organizar y mantener actualizada la información que se genera a través del SEIA, tanto a través de las líneas de base como de los programas de seguimiento de las resoluciones de calificación ambiental (RCA).
17. Los nuevos embalses que ingresen al sistema de evaluación ambiental, así como los existentes, deben incluir planes de monitoreo obligatorios de su dinámica de carbono a largo plazo, así como biomonitoreo.



## MEDIDAS ASOCIADAS A LA INFORMACIÓN Y MONITOREO

18. Generar un sistema nacional de monitoreo participativo de la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce de Chile.
19. Contar con una política pública dirigida a completar inventarios de la biodiversidad de agua dulce, identificar los principales procesos que sustentan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, su rol como secuestradores de carbono y los mecanismos de adaptación de la biodiversidad al cambio climático.
20. Incluir el monitoreo biológico obligatorio en las normas de calidad secundaria del agua.
21. Aumentar la velocidad de adquisición de información para inventarios de biodiversidad acuática a través del biomonitoreo basado en ADN ambiental.

## MEDIDAS DE REDUCCIÓN DEL ESTRÉS NO CLIMÁTICO

22. Minimizar el cambio del uso del suelo.
23. Erradicar, controlar y minimizar el riesgo de ingreso y dispersión de especies exóticas invasoras (EEI).
24. Reducir la fragmentación física de ecosistemas fluviales.
25. Reducir la regulación de caudales.
26. Reducir la contaminación de los ecosistemas de agua dulce.

## GOBERNANZA

27. La gobernanza de la biodiversidad en un contexto de cambio climático debe ser participativa, considerar la opinión de expertos y el conocimiento ciudadano, dar reglas especiales para los grupos vulnerables y, además, ser adaptativa.
28. Explorar el otorgamiento de personalidad jurídica a los ríos con el fin de justificar y facilitar su conservación y gestión óptima, incorporando el conocimiento local y de los pueblos originarios a la gestión de estos ecosistemas.

## MENSAJES CLAVE

- › Los ecosistemas de agua dulce albergan una biodiversidad desproporcionadamente alta en relación a su proporción en la superficie de la tierra.
- › Los ecosistemas de agua dulce son secuestradores de carbono más eficientes que los ecosistemas terrestres y marinos en términos proporcionales a su tamaño.
- › Los ecosistemas de agua dulce son íntegramente influenciados por la matriz terrestre en la que se encuentran embebidos.
- › La unidad de manejo de los ecosistemas de agua dulce es la cuenca hidrográfica, ya que todo lo que ocurre en ella repercute directa o indirectamente sobre el cuerpo de agua y su biodiversidad.
- › El cambio climático es un grave estresor para estos ecosistemas que dependen directamente de los regímenes de precipitación y temperatura.
- › La biodiversidad terrestre y acuática determina la cantidad y calidad del agua que circula por las cuencas.
- › Los principales estresores no climáticos de los ecosistemas de agua dulce son el cambio de uso del suelo, la pérdida de conectividad, la alteración del régimen de caudal, las especies exóticas invasoras, la contaminación y todas las interacciones entre ellos.
- › La conservación de los ecosistemas de agua dulce depende de implementar medidas de manejo integradas para sus cuencas hidrográficas, hábitats y especies.
- › Se requiere incrementar el conocimiento científico para determinar la adaptabilidad de la biodiversidad de estos ecosistemas al cambio climático.
- › Mientras no se cuente con esta información, se debe manejar la incertidumbre protegiendo la mayor proporción de ecosistemas de agua dulce del país.



# Introducción

Los ecosistemas de agua dulce o humedales presentan una enorme diversidad en Chile, desde bofedales, vegas y salares en el norte a bosques pantanosos o hualves, ñadis y turberas en el sur, incluyendo lagos, lagunas, pantanos, ríos, esteros y arroyos, entre otros. Todos ellos tienen en común contar con un cuerpo de agua —permanente o intermitente— embebido en una matriz terrestre de la cual dependen: su cuenca hidrográfica. La biodiversidad de estos sistemas de agua dulce es desproporcionadamente alta en comparación con otros ecosistemas, si consideramos que su superficie cubre menos del 1% del planeta (IUCN, 2008). A nivel mundial, estos ecosistemas están enfrentando alteraciones masivas de sus regímenes de caudal, de la conectividad, conversión del uso del suelo, contaminación por nutrientes y otros contaminantes e invasión de especies exóticas (Flitcroft *et al.*, 2019). Estos estresores han causado que la reducción de las poblaciones de especies dulceacuícolas tengan tasas aún mayores que en los ambientes terrestres y marinos (83% entre 1970 y 2014) (WWF, 2018). Por otra parte, los ecosistemas de agua dulce son esenciales para el bienestar humano, ya que proveen de valiosos servicios de aprovisionamiento, regulación, soporte y culturales, los cuales han sido evaluados en más de US\$ 4.000 millones anuales (Darwall *et al.*, 2018). A pesar de ello, esta biodiversidad ha sido particularmente descuidada, dado que el agua dulce es entendida y gestionada como un recurso físico vital para la supervivencia humana, en lugar de entenderla como un hábitat especial y delicado que proporciona una extraordinaria variedad de organismos (Lovejoy, 2019).

En el escenario actual y futuro de cambio climático, la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce en Chile enfrenta amenazas sin precedentes y su conservación depende íntimamente de la mantención y manejo de sus cuencas hidrográficas. Además, muchos de estos ecosistemas tienen un rol fundamental en la captación y secuestro de carbono (por ejemplo, turberas). En el presente informe se genera un diagnóstico del estado de conocimiento de la biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce en Chile, tanto sobre la base de la información disponible como de la opinión de expertos. Además, se analizan medidas de mitigación, adaptación y gobernanza, y se identifican brechas y desafíos. Dado que el cambio climático altera los regímenes de precipitación y temperatura, este genera efectos sinérgicos negativos junto a otros múltiples estresores antrópicos que impactan a los ecosistemas de agua dulce (Tedesco *et al.*, 2013). Por ello, muchas de las medidas que se plantean en este informe se asocian a manejar y reducir los efectos antrópicos en general, a partir de la evidencia científica disponible.



## Situación global

Un tercio de todas las especies de vertebrados a nivel planetario habitan en ecosistemas de agua dulce y se estima que en total estos ecosistemas albergan el 6% de todas las especies descritas por la ciencia (Dudgeon *et al.*, 2006). Esto contrasta fuertemente con su representatividad en términos de área. Los hábitats de agua dulce superficial representan solo alrededor del 0,8% de la superficie de la Tierra (Gleick, 1996). En general, los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más biodiversos y productivos del planeta (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018; Dudgeon *et al.*, 2006) y proporcionan servicios ecosistémicos esenciales a la sociedad (Millennium Assessment, 2005; Naciones Unidas, 2015). Desafortunadamente, figuran entre los ecosistemas más gravemente amenazados (IPBES, 2019; Millennium Assessment, 2005; Young *et al.*, 2016). Entre los distintos ecosistemas, los humedales han sido particularmente afectados, estimándose que el 85% del área de humedales se ha perdido a nivel global (IPBES, 2019).

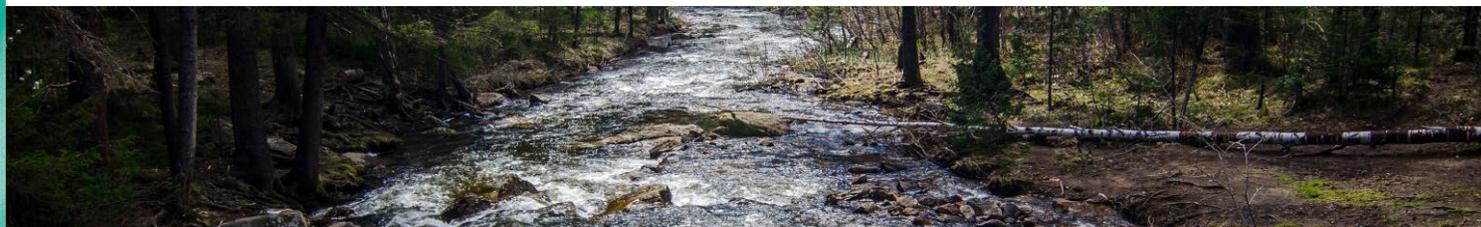
De acuerdo con Dudgeon *et al.* (2006), las principales amenazas sobre los ecosistemas de agua dulce tienen que ver con la contaminación, degradación de los hábitats, sobreexplotación de especies, invasión por especies exóticas, las modificaciones a los caudales naturales, y las interacciones y sinergias entre estas. La amenaza derivada de la alteración de los caudales de agua por obras de represamiento es particularmente severa y de alcance planetario. Según los cálculos de Nilsson y Berggren (2000), las represas existentes retienen aproximadamente 10.000 km<sup>3</sup> de agua, el equivalente a cinco veces el volumen de todos los ríos del mundo. Tal es el impacto de estos cambios, que el enorme tamaño del embalse de agua de las represas en el hemisferio norte ha causado cambios geodinámicos medibles en la rotación de la Tierra y en el campo gravitacional (Chao, 1995). A nivel planetario, se estima que al menos 3.700 grandes represas existen, están en proyecto o se encuentran en construcción, principalmente en países con economías emergentes (Zarfl *et al.*, 2014). Claramente, este incremento en obras de ingeniería hídrica es multicausal y se debe al crecimiento de la población humana, al desarrollo económico, a la escasez hídrica y a la necesidad de cerrar la brecha de acceso a la electricidad, lo que ha estimulado la búsqueda de nuevas fuentes de energía renovable. Al mismo tiempo, es seguro que se reducirá en 21% el número de grandes ríos que siguen fluyendo libremente en nuestro planeta. Todos estos impactos tendrán importantes consecuencias para la biodiversidad de sistemas de agua dulce a nivel mundial (cfr. Dudgeon, 2000), lo que exacerbará el impacto del cambio climático sobre la biota acuática y el funcionamiento de estos ecosistemas (Xenopoulos *et al.*, 2005). De hecho, se espera que la tasa media de extinción en respuesta al cambio climático para el caso de peces de agua dulce sea aproximadamente 7% más alta que la tasa media de extinción basal o de fondo. Este incremento será particularmente importante en las regiones actualmente semiáridas y mediterráneas. En ellas, la pérdida de disponibilidad de agua aumentará las tasas de extinción de fondo en 182 veces en promedio (Tedesco *et al.*, 2013).

La Convención de Ramsar, firmada por 170 partes —incluido Chile—, aborda la conservación y el uso racional de los ecosistemas de agua dulce (humedales). Los sitios Ramsar cubren entre el 13% y el 18% de la superficie mundial de los humedales terrestres y costeros (Davidson y Finlayson, 2018), con aproximadamente 20% en América Central, 18% en América del Sur y solo 8% en Asia (Reis *et al.*, 2017). Las funciones, servicios y beneficios de los humedales están ampliamente demostrados, documentados y difundidos (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018). Sin embargo, su degradación ha continuado debido al escaso progreso en el tratamiento de los agentes que la generan. Por ejemplo, durante el siglo XX y principios del XXI, la pérdida de humedales aumentó significativamente en una tasa del 64% al 71% (Davidson, 2014). Si bien se están haciendo esfuerzos para restaurar humedales degradados, es probable que el cambio climático exacerbe las presiones sobre ellos, y por lo mismo se requieren medidas adaptativas con extrema urgencia (Finlayson *et al.*, 2017). Es así como los objetivos del Cuarto Plan Estratégico de la Convención (2016-2024) se relacionan con



abordar los principales impulsores de la pérdida y degradación de los humedales, la conservación y gestión efectivas de la red de sitios Ramsar, el uso racional de todos los humedales y una mejor implementación de la Convención.

Los humedales tienen importantes funciones de sumidero y fuente de los gases de efecto invernadero. Los humedales del mundo, a pesar de su reducida cobertura de la superficie terrestre, en la actualidad son sumideros netos de carbono, acumulando aproximadamente 830 Tg por año (Mitsch *et al.*, 2013). Cerca del 30% del carbono orgánico del suelo se almacena en los humedales, pero puede liberarse a la atmósfera cuando estos se degradan o son utilizados en forma inadecuada. En específico, los humedales de altas latitudes —sobre todo turberas— juegan un rol importante en el ciclo global del carbono al acumular un amplio porcentaje de materia orgánica (Leifeld y Menichetti, 2018).



## Situación local

Para hacer el diagnóstico del estado actual de la biodiversidad de ecosistemas acuáticos continentales de Chile, en este informe se presenta la situación de los principales grupos de organismos acuáticos a nivel de las cuencas hidrográficas del país. Para ello, se revisaron bases de datos y se consultó a distintos expertos nacionales, quienes aportaron su conocimiento para elaborar este informe. En los casos en que no se logró tener la información, se utilizó como información de base la reciente tercera edición de la publicación del estado de la biodiversidad de Chile (MMA 2018a).

El conocimiento de la biota acuática continental a nivel de cuencas hidrográficas es relevante, ya que dicha unidad representa los límites naturales de los ecosistemas acuáticos continentales. Para esta biota, que no tiene una alta capacidad de vuelo o desplazamiento (la mayoría, con la excepción de las aves), o la capacidad de dispersarse entre cuencas a través del mar (por ejemplo, los peces diádromos), o la capacidad de dispersarse por medio de otros organismos vágiles (por ejemplo, microalgas en extremidades de mamíferos), los límites de las cuencas hidrográficas representan barreras históricas y actuales a su distribución. Por ello, cada cuenca acomoda una comunidad biológica prácticamente única a lo largo del país. Ello, sumado a la amplísima diversidad geológica, climática y topográfica del país, hace que la biota acuática de ecosistemas continentales sea igualmente muy diversa a lo largo de Chile. Para reconocer esa diversidad, en este informe los ecosistemas acuáticos continentales se han estudiado en las siguientes unidades geográficas (Figura 1).

- › Cuencas de la zona desértica endorreica y exorreica: ríos Lauca, Isluga, Quebrada de Tarapacá y Loa; salares de Surire, Huasco, Carcote y Ascotán.
- › Cuencas andinas de la zona central y centro sur: ríos Copiapó, Huasco, Elqui, Limarí, Choapa, Petorca, Aconcagua, Maipo, Rapel, Mataquito, Maule, Itata, Biobío, Imperial, Toltén, Valdivia, Bueno, Maullín y Petrohué.
- › Cuencas de la cordillera de la Costa: cuencas de la zona central y centro sur; cuencas zona centro norte; cuencas de la zona de Valparaíso; río Andalién; cuencas de la zona de Biobío-Arauco y cuencas de la zona de Los Ríos y Los Lagos.
- › Cuencas de la isla de Chiloé: todas en conjunto.
- › Cuencas de la Patagonia: ríos Puelo, Yelcho, Palena, Cisnes, Aysén, Cuervo, Baker, Bravo-Pascua y Serrano.
- › Cuencas de las islas magallánicas: todas en conjunto.
- › Cuencas de Tierra del Fuego: todas en conjunto.

Para las mismas unidades se exploró el nivel de presiones al que cada grupo taxonómico está sometido. Las presiones antrópicas principales que afectan a la biota acuática y que fueron consideradas en este informe son: minería, riego, hidroelectricidad, canalización del cauce, acuicultura, cambio del uso del suelo, emisión de efluentes, extracción de áridos, pesca recreativa y especies exóticas. Estas se explican en el Anexo 1. Adicionalmente, y basado en el conocimiento de expertos, se determinó la vulnerabilidad al cambio climático de cada grupo taxonómico a lo largo del país. En todos los casos, se utilizó una escala cualitativa de «leve o nulo» (1), «medio» (2), «grave» (3) y «sin información suficiente».

Luego, con toda la información recopilada para cada grupo, se confeccionaron cuatro mapas: el primero (Figura 2) contiene la información del nivel de presiones antrópicas y vulnerabilidad al cambio climático a nivel de los ecosistemas de agua dulce del país. En este caso, el nivel máximo de presiones por cuenca es 30, valor que se logra si cada una de las 10 categorías de presiones recibiera el valor máximo de 3 o «grave». El

segundo mapa (Figura 3 a Figura 9) entrega información del número de especies nativas por cuenca hidrográfica, porcentaje de esas especies que son endémicas al país y número de especies introducidas del grupo por cuenca. El tercer mapa (Figura 10) representa la sumatoria de las presiones antrópicas por cuenca para cada grupo taxonómico y utiliza la misma escala que el primer mapa. Finalmente, el cuarto mapa (Figura 11) entrega el resultado de la vulnerabilidad al cambio climático para cada grupo taxonómico a lo largo del país.



**Información base**

- Cuencas región desértica
- Cuencas andinas
- Cuencas cordillera de la Costa
- Cuencas isla de Chiloé
- Cuencas Patagonia
- Cuencas islas magallánicas
- Cuencas Tierra del Fuego

Figura 1. Cuencas hidrográficas consideradas en el análisis de la biodiversidad de agua dulce.



## Biodiversidad a nivel ecosistémico

Las variadas condiciones climáticas y geológicas que presenta Chile generan la existencia de una enorme diversidad de ecosistemas de agua dulce, que destacan por su singularidad, belleza y fragilidad (Figueroa, 2018). Reconocemos a estos ecosistemas como sinónimo de «humedales», basados en su definición más amplia:

*Extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013).*

Por lo tanto, la diversidad de ecosistemas de agua dulce de Chile o humedales incluye ríos, planicies de inundación, lagos, lagunas, vegas, bofedales, hualves, mallines, turberas, estuarios, marismas, albuferas y áreas costeras marinas (<6 m). Siguiendo esta definición de la Convención de Ramsar, también se consideran humedales los ecosistemas construidos o artificiales, como embalses, canales de riego y estanques de tratamiento de aguas residuales.

En el extremo norte del país, los humedales se presentan principalmente en la zona altoandina de la cordillera de Los Andes, la zona de la Puna, con cuencas primordialmente endorreicas de salares, lagunas andinas, vegas y bofedales (Figueroa, 2018). Los bofedales (o turberas de alta montaña) son entidades únicas, extremadamente frágiles por su dependencia al agua, sensibles al cambio climático y vulnerables a la alteración humana, como la actividad minera en la región (Squeo *et al.*, 2006). De igual manera, las lagunas hipersalinas del norte y su biodiversidad enfrentan una gran nueva amenaza por la explotación de litio, la cual ha sido asegurada por el Gobierno de Chile hasta el año 2030 (Gajardo y Redón, 2019). En esta región del norte solo el río Loa desemboca en el mar con pequeños caudales, aunque las predicciones indican que la escorrentía media anual aumentará al menos cuatro veces en comparación con condiciones actuales (DGA, 2017).

Hacia la zona central de Chile, entre los 27°S y 31°S, cambian las características climáticas y los ambientes dejan de estar dominados por alta radiación y procesos de evaporación. Comienzan los sistemas de valles transversales y los humedales temporales (quebradas y esteros) (Figueroa, 2018). En esta zona, la actualización del balance hídrico nacional estima para el río Choapa una «aceleración» del ciclo hidrológico, es decir, una disminución en la precipitación total, con una mayor fracción de ella en forma líquida y una aceleración del derretimiento de nieve producto del aumento de temperatura (DGA, 2017).

Hacia la zona sur de Chile aumenta la precipitación y, consecuentemente, los tipos de humedales. Los ríos son más caudalosos, aumenta la vegetación y se multiplican las zonas de mallines (tierras bajas inundables del sur de Chile), pantanos, lagos, estuarios, hualves (humedales boscosos), marismas y turberas no arboladas. Los hualves y ñadis (palabra en mapudungún para referirse a pantanos temporales) se encuentran principalmente en las regiones de la Araucanía y Los Ríos (Suárez-Delucchi, 2018). Los hualves, por ejemplo, son hábitats de camarones del género *Virilastacus* (Rudolph, 2015) e incluso de peces de la especie *Brachygalaxias bullocki* (Correa-Araneda, De los Ríos y Habit, 2014). En esta zona se espera una disminución en la precipitación y escorrentía media anual, pero sin cambios importantes en la estacionalidad (DGA, 2017).



Más al sur se encuentran las turberas, que alcanzan su mayor expresión en la zona sur-austral de Chile entre los 39°S y 56°S (entre las regiones de Los Lagos y de Magallanes). En esta zona están concentrados la mayoría de los recursos hídricos de Chile, con 68% de la precipitación, 64% de los lagos, 84% de lagunas, 75% de la escorrentía superficial (ríos) y 98% de los glaciares (equivalentes de agua: 21.993 km<sup>3</sup>) (Reid, Astorga y Madriz, 2019). En la Patagonia destacan también lagos de gran área, profundidad, transparencia y calidad de agua, así como algunos de los ríos más importantes que desembocan en el océano Pacífico y que alimentan una extensa área de fiordos, canales y ecosistemas marinos. En estos ecosistemas, aunque la diversidad de especies es baja, los niveles de endemismo son altos para la fauna dulceacuícola (nivel de género y familia), especialmente para los peces, anfibios y crustáceos (Reid *et al.*, 2019).

En cuanto a las presiones antrópicas, las cuencas del norte tienen como principal presión la extracción de agua para riego (principalmente Lluta, quebradas de Azapa, Vitor, Tana, Tiliviche y Camarones) y para minería (principalmente Quebrada de Tarapacá, río Loa y salares de Surire, Huasco, Carcote y Ascotán). Las cuencas andinas y costeras de la zona norte y centro del país concentran prácticamente todas las presiones identificadas (Anexo 1). Así, con pocas excepciones, las cuencas entre los ríos Copiapó y Biobío presentan una situación grave en cuanto al grado de presiones antrópicas que enfrentan (Figura 2). Estas son cuencas que han visto reducido su caudal año tras año, principalmente por una intensiva actividad de riego acompañada de grandes cambios en el uso del suelo de sus cuencas hidrográficas, alteraciones directas en los cauces por canalización y extracción de áridos, así como embalsamiento de aguas tanto para fines de riego como generación hidroeléctrica. De acuerdo con Fierro *et al.* (2019a), en los ríos de zona mediterránea de Chile el desarrollo hidroeléctrico es la principal amenaza para el grupo de los peces, la minería para las plantas acuáticas, los cambios de uso del suelo para anfibios, y los efluentes industriales y domésticos para los macroinvertebrados.

El nivel actual de presiones descrito ha afectado severamente a la biodiversidad acuática de los ecosistemas de agua dulce de la zona centro-norte del país, llegando incluso al colapso ecosistémico de la laguna Aculeo (33°50'S, 70°54'O, 350msnm). Las principales causas de este colapso son la interacción entre el incremento de la población en la cuenca, el aumento de extracciones ilegales de agua y el cambio climático (Alaniz *et al.*, 2019). Otros ecosistemas, como los del río Petorca o Aconcagua, presentan extensos tramos que se desecan temporal o permanentemente, lo cual se acompaña de significativos incrementos de emisiones de carbono a la atmósfera.

Hacia el sur, el nivel de presiones antrópicas sobre estos ecosistemas se reduce, llegando a un bajo grado de intervención en Patagonia sur. En esta zona, la invasión de especies exóticas es la mayor amenaza, principalmente la microalga didymo (*Didymosphenia geminata*), peces como la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y café (*Salmo trutta*), y mamíferos acuáticos como el castor (*Castor canadensis*).

En cuanto a la vulnerabilidad al cambio climático, todas las cuencas del extremo norte del país son altamente vulnerables. Las cuencas de Lluta y Camarones, así como las quebradas de Azapa, Vitor, Tana y Tiliviche, tienen actualmente muy bajo caudal, crecidas abruptas en verano y un elevado uso del acuífero para fines de agricultura. La cuenca endorreica del Chungará tiene un balance hidrológico negativo y las cuencas de Caquena, Lauca e Isluga tienen evapotranspiración negativa. Los salares de Surire, Huasco, Carcote y Ascotán presentan igualmente un balance hídrico negativo debido a la extracción de agua para minería. Los ecosistemas de agua dulce de la zona centro y sur del país, particularmente los de la zona mediterránea, son altamente vulnerables al cambio climático, ya que sus regímenes de caudal reflejan directamente el patrón de las precipitaciones (Bonada y Resh, 2013). Con la reducción de caudales, la biota acuática de las regiones mediterráneas tiende a desplazarse a zonas de mayor latitud o mayor elevación, las comunidades tienden a cambiar sus composiciones y a homogenizarse, y persisten especies cuyas historias de vida les permiten adaptarse a las nuevas condiciones (Filipe, Lawrence y Bonada, 2013). Por último, en la Patagonia, las cuencas de los ríos Palena, Aysén y Baker tienen fuertes impactos debido a incendios y la ganadería en sus zonas templadas, en tanto que en sus zonas áridas son vulnerables al cambio climático. Tierra del Fuego se considera altamente vulnerable al cambio climático debido a la larga historia de fuertes impactos por cambios en el uso de suelo y gran presión por especies exóticas invasoras, especialmente salmónidos y mamíferos acuáticos. Igualmente, los fiordos son ecosistemas altamente vulnerables al cambio climático (Iriarte, Gonzalez y Nahuelhual, 2010).

ECOSISTEMAS

Presiones antrópicas

Vulnerabilidad al cambio climático

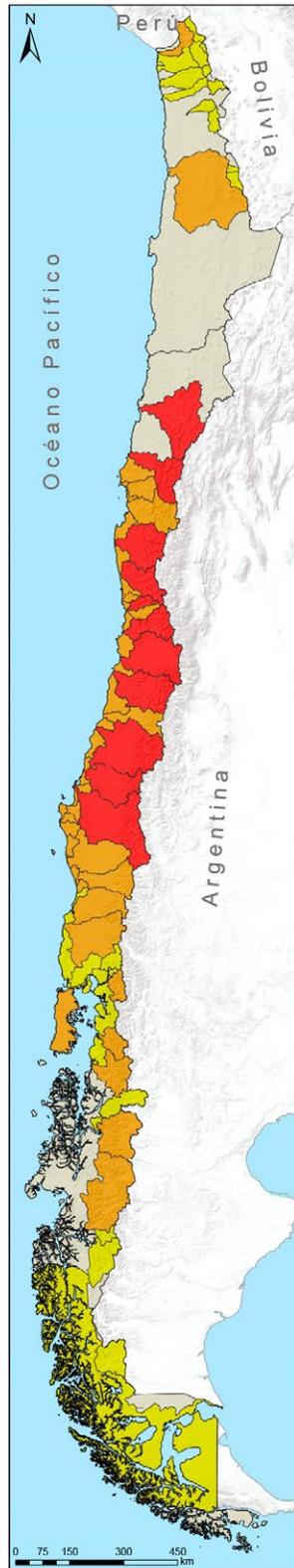


Figura 2. Ecosistemas, sumatoria de presiones antrópicas y vulnerabilidad al cambio climático de los ecosistemas de agua dulce del país.

Información base

○ Cuencas hidrográficas

Presiones antrópicas

- 9 - 15
- 16 - 21
- 22 - 27

Vulnerabilidad al cambio climático

- Medio
- Grave

# Biodiversidad a nivel de especies

## MICROORGANISMOS

Los microorganismos tienen un rol preponderante en los ecosistemas acuáticos, ya que son los principales productores primarios, degradadores de la materia orgánica y tienen funciones únicas en los ciclos biogeoquímicos. Del mismo modo, prestan servicios ecosistémicos importantes como de regulación, soporte, provisión y cultural. Sin embargo, han sido pobremente considerados en el contexto de cambio climático (Cavicchioli *et al.*, 2019). En Chile, el estudio de la diversidad y función microbiana en ambientes acuáticos continentales está concentrado en algunos sistemas y zonas geográficas. La investigación en ecología microbiana se ha incrementado en los últimos años debido a la aplicación de nuevas tecnologías de secuenciación del ADN (secuenciación masiva o de próxima generación), lo cual ha permitido aumentar enormemente el conocimiento sobre microorganismos en ecosistemas acuáticos. En el norte de Chile, el estudio ha estado concentrado en salares y lagos altoandinos, para los que destaca una alta diversidad microbiana en cada cuenca analizada (Dorador *et al.*, 2013). En general, se observa una predominancia de Bacteria frente a Archaea. La porción eucarionte de microorganismos ha sido pobremente analizada, enfocándose mayormente al estudio de microalgas. En Bacteria los filos más abundantes son Proteobacteria, Bacteroidetes, Firmicutes y Actinobacteria. En el caso de Archaea, se han descrito los filos Euryarchaeota, Crenarchaeota y Thaumarchaeota. Estos microorganismos se encuentran ampliamente distribuidos en agua, sedimentos y sobre todo en tapetes microbianos fotosintéticos, los cuales son claves en el reciclaje de nutrientes al almacenar y producir gases de efecto invernadero. Además, se ha descrito la alta capacidad de resistir condiciones ambientales extremas como alta radiación solar, alta salinidad y bajas temperaturas, así como la capacidad de oxidar o reducir metales y otros compuestos (por ejemplo, Hernández *et al.*, 2016). Los ecosistemas microbianos del norte de Chile se han descrito como análogos de la Tierra primitiva (Gutiérrez-Preciado *et al.*, 2018).

En la zona central existen pocos estudios que den cuenta de la diversidad microbiana acuática. En el embalse Rapel la comunidad microbiana de sedimento da cuenta de un ambiente reducido y eutrófico (baja diversidad microbiana) (Dorador *et al.*, 2008). Otros estudios se han enfocado en la diversidad de Cyanobacteria y la diversidad bacteriana en sistemas de estuarios (Fuentes *et al.*, 2015). En la zona sur, los trabajos existentes se han enfocado en funciones específicas de Bacteria, como la producción de microcistinas por Cyanobacteria y la capacidad de degradar compuestos orgánicos tóxicos en distintas cuencas, pero existe una carencia de trabajos sobre la ecología del componente microbiano en ecosistemas acuáticos. En la zona patagónica, distintos trabajos dan cuenta de una comunidad microbiana altamente adaptada a condiciones frías. En los lagos analizados se ha descrito la presencia de toxinas de Cyanobacteria, así como el potencial antibacteriano y de degradación de herbicidas en bacterias aisladas desde estos ecosistemas. En general, las comunidades están dominadas por Bacteroidetes y Proteobacteria, y en los sedimentos se ha detectado Euryarchaeota (metanógenos) (Aguayo *et al.*, 2017).

Debido a la alta heterogeneidad ambiental de Chile, las comunidades microbianas de ambientes acuáticos están altamente adaptadas a las condiciones locales, presentándose comunidades únicas en cada sistema. A pesar de ello, algunas condiciones ambientales y de alta dispersión hacen que existan patrones biogeográficos en microorganismos. Por ejemplo, se han detectado clados de Cyanobacteria comunes en la Antártica y en salares del norte de Chile, ya que ambos son parte de la biósfera fría (Aguayo *et al.*, 2017; Bodelier, 2011; Dorador *et al.*, 2007, 2008, 2013; Fuentes *et al.*, 2015; Gutiérrez-Preciado *et al.*, 2018; Hernández *et al.*, 2016; León *et al.*, 2018).



A pesar de existir esfuerzos por describir las comunidades microbianas, es necesario estudiar en mayor detalle el rol y función de las comunidades en los ciclos biogeoquímicos y tramas tróficas. En general, la información microbiana de lagos, ríos, humedales costeros y turberas es escasa o inexistente, principalmente en ambientes del centro, sur y extremo sur de Chile. Por ello, existe una necesidad de contar con una estrategia nacional de investigación y conservación de hábitats microbianos, para lo cual es imperante hacer esfuerzos en cuanto a estudios de diversidad y función ecosistémica. Debido al cambio climático y sus efectos en los ecosistemas acuáticos, los microorganismos también sufrirán la pérdida de biodiversidad, y con ello pérdida de interacciones y posibles funciones claves en mitigación y adaptación al cambio climático, por lo cual es necesario contabilizar sus efectos y considerarlos en la toma de decisiones ambientales.

## MICROALGAS

Las microalgas de ecosistemas de aguas continentales de Chile están representadas por 14 de las 17 clases reconocidas, con un total de 216 géneros y 1.475 especies (Parra, 2006; Parra *et al.*, 1982; Rivera, 2006; Rivera *et al.*, 1982). Esta información debe ser actualizada, ya que en los últimos cinco años tanto la Dirección General de Aguas (DGA) como el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) han desarrollado estudios en sistemas lacustres de la zona mediterránea y patagónica de Chile. Además, en función del progreso de la microscopía electrónica y la incorporación de estudios de caracteres moleculares, la sistemática de las microalgas ha experimentado cambios nomenclaturales.

Se ha reportado material algológico de 320 cuerpos de aguas en Chile. De norte a sur, destacan por contar con mayor información el lago Chungará, las lagunas hipersalinas del desierto de Atacama, el lago Peñuelas, el lago Rapel, lagos preandinos de la cuenca del río Biobío, lagos y ríos de la región del Biobío, las lagunas intraurbanas de Concepción, el sistema de lagos nahuelbutanos, lagos araucanos o nordpatagónicos, lagos de Chiloé, lagos de la región de Aysén, y lagos y lagunas de la región de Magallanes.

Las clases de algas con mayor riqueza específica actualmente conocidas en Chile corresponden a Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cyanophyceae, Xanthophyceae, Dinophyceae y Bacillariophyceae. Entre los géneros con más especies dentro de estas clases están *Anabaena* (16 especies) y *Oscillatoria* (24 especies) en Cyanophyceae; *Mallomonas* (20 especies) y *Dinobryon* (9 especies) en Chrysophyceae; *Tribonema* (11 especies) y *Ophiocytium* (5 especies) en Xanthophyceae; *Rhodomonas* (5 especies) y *Cryptomonas* (7 especies) en Cryptophyceae; *Compsopegon* (2 especies) en Rhodophyceae; *Gymnodinium* (2 especies) y *Peridinium* (5 especies) en Dinophyceae; *Phacus* (17 especies) y *Trachellomonas* (27 especies) en Euglenophyceae; *Navicula* (21 especies), *Pinnularia* (16 especies), *Gomphonema* (12 especies), *Achnanthes* (12 especies), *Cymbella* (11 especies), *Melosira* (10 especies), *Fragillaria* (9 especies) y *Surirella* (9 especies) en Diatomeas; y los géneros *Nitella* (15 especies) y *Chara* (14 especies) en Charophyceae. La clase Chlorophyceae es particularmente diversa, con géneros con numerosas especies como *Scenedesmus s.l* (43 especies), *Closterium* (61 especies), *Cosmarium* (159 especies), *Euastrum* (39 especies), *Staurastrum* (118 especies) y *Staurodesmus* (32 especies). Por su parte, la flora diatomológica continental de Chile (Bacillariophyceae) comprende un total aproximado de 962 taxones (entre especies, variedades y formas).

La mayoría de las especies que conforman la ficoflora de aguas dulces de Chile son cosmopolitas. La información taxonómica disponible a nivel de riqueza específica a escala de cuencas es parcial e incompleta, ya que la mayor información taxonómica y ecológica se concentra en el área mediterránea del país. Además, en las últimas dos décadas destacan los eventos de crecimiento demográfico masivos de las especies de dinoflagelados invasoras *Ceratium furcoides*, *Ceratium hirundinella* y la diatomea bentónica *D. geminata*. También se detecta un aumento en extensión y frecuencia de varias especies nativas de Cyanophyceae o cianobacterias productoras de toxinas, como *Microcystis aeruginosa* y especies del género *Dolichospermum*, las que se han asociado a los efectos de la actividad de la salmónicultura y efectos del cambio climático.

Los estudios de la diversidad de las microalgas de agua dulce se han desarrollado en Chile en gran parte al alero de la Universidad de Concepción, donde destaca la colección diatomológica (DIAT-CONC), la única en su tipo en Chile, y la colección de cultivos de microalgas (CCM-UdeC). Sin embargo, la información taxonómica que se tiene de los diversos grupos de algas en Chile se ha derivado de estudios principalmente limnológicos. Como consecuencia de lo anterior, la flora algal de ambientes acuáticos continentales de Chile representa una subestimación de la riqueza específica real.

Dada la distribución generalmente cosmopolita de las especies de este grupo, así como la falta de información de su presencia a escala de cuencas hidrográficas, no es posible hacer el trabajo de cartografía.



## MACRÓFITOS

Junto con las algas, las plantas acuáticas y palustres (macrófitos vasculares) son los productores primarios por excelencia en los humedales.<sup>1</sup> Estas plantas no solo juegan un rol relevante por ser fotosintetizadores, sino que, por sus distintas morfologías, son importantes estructuradores de los hábitats de los ecosistemas de agua dulce. Todos los demás grupos taxonómicos utilizan estas plantas como hábitat, ya sea adheridos a ellas (como microalgas, protozoos y otros) o habitan o se reproducen entre sus raíces y follaje (por ejemplo, peces nativos).

Los macrófitos de Chile alcanzan aproximadamente 435 especies y corresponden al 10% de la flora chilena. De estas, 266 son especies dulceacuícolas, 48 son de ambientes dulceacuícolas y salobres, 24 de lagunas temporales, 57 de turberas, 39 de marismas y 1 especie es marina. Esta flora está distribuida en 7 clases, de las cuales el 90% corresponde a Rosopsida (con 238 especies) y Liliopsida (con 157 especies). La clase Lycopodiopsida solo está representada por la especie isete (*Isoetes savatieri*), mientras que las clases Equisetopsida y Pinopsida están representadas por 2 especies cada una (*Equisetum bogotense* y *E. giganteum* en Equisetopsida, y *Lepidothamnus fonckii* y *Pilgerodendron uviferum* en Pinopsida). La clase Polypodiopsida (helechos) contiene 9 especies de plantas acuáticas chilenas. Magnoliopsida, por su parte, contiene 26 especies.

El 71% de las especies de las plantas acuáticas chilenas pueden considerarse nativas —aunque muchas son cosmopolitas—, y las especies de turberas y lagunas temporales pueden considerarse endémicas de Chile. Entre ellas destacan el helecho alambre (*Schizaea fistulosa*), donatia (*Donatia fascicularis*) y rocío de sol (*Drosera uniflora*) para turberas, y dicha (*Blenosperma chilensis*), *Gnaphalium phaeolepis*, *Lastenia kunthii* y *Legenere valdiviana* para lagunas temporales. Existe una especie que se considera actualmente extinta (*Potamogeton reniacensis*), la cual crecía exclusivamente en una laguna en Reñaca. Las especies de turberas esfagnosas se encuentran con severos problemas de conservación debido a la explotación del musgo pon-pon (*Sphagnum magellanicum*). Igualmente, las especies de lagunas temporales están fuertemente amenazadas por sequías. Las especies *Isoetes savatieri* y *Potamogeton stenostachys* de lagos y lagunas andinas, así como *Pilea elegans* y *P. elliptica* de arroyos del interior de los bosques valdivianos, se consideran vulnerables.

La flora acuática está distribuida a lo largo de todo el país, pero su mayor variedad se encuentra en Chile Central, en especial en la región de Valparaíso. Lamentablemente, en este diagnóstico no fue posible obtener información para confeccionar la cartografía.

## ZOOPLANCTON

La información del zooplancton de aguas dulces de Chile se ha dividido en el grupo de protozoos ciliados y crustáceos.

### Ciliados

De acuerdo con el Laboratorio Limnológico de la Universidad Austral de Chile, solo existe información respecto de ciliados en el sur de Chile entre la cuenca del río Toltén y el Maullín, más las cuencas costeras de la zona de Los Ríos y Los Lagos (Figura 3). En esta zona geográfica se reconocen 11 géneros, correspondientes a *Balanion*, *Askenasia*, *Lacrymaria*, *Vorticella*, *Ophrydium*, *Vaginicola*, *Stentor*, *Strobilidium*, *Halteria*, *Cyclidium* y *Uronema*. Solo existe información para 5 especies, de las cuales 2 pertenecen al género *Stentor*. De ellas, la especie *S. araucanus* es endémica de lagos araucanos o nordpatagónicos de Chile y Argentina. Estos ciliados predominan en lagos ultraoligotróficos, por lo tanto, su presencia depende de la mantención de estos ambientes en esas condiciones de temperatura y trofia. Se considera que la principal presión que enfrentan actualmente es el cambio del uso del suelo (Figura 10). También son vulnerables al cambio climático, ya que el incremento de temperatura generará un aumento de trofia en los ecosistemas que habitan, lo cual produce principalmente una disminución de las especies de *Stentor* (Figura 11). Ninguna de las especies descritas se encuentra clasificada en el Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres (RCE). Se concluye que el estado de conocimiento de los ciliados en Chile es muy reducido y limitado a los ambientes del sur de Chile (Woelfl, 2006, 2007; Woelfl, Garcia y Duarte, 2010; Woelfl y Geller, 2002).

1 Capítulo basado en Ramírez y San Martín (2018).

**Número nativas**



**Porcentaje endémicas**



**Número introducidas**



Figura 3. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de ciliados zooplanctónicos por cuenca hidrográfica a lo largo del país.

**Información base**

○ Cuencas hidrográficas

**Especies**

● 5

● Sin información suficiente

**Endémicas**

● 20%

● Sin información suficiente



## Crustáceos

El zooplancton lacustre comprende 25 especies de crustáceos distribuidos desde el extremo norte del país a Tierra del Fuego (Figura 4). De estos, existen 6 especies del orden Anacostraca con dos géneros, *Artemia* y *Branchinecta*. La especie *Artemia franciscana* se encuentra en lagos salinos, desde el salar de Surire en la región de Arica y Parinacota, hasta la zona central, específicamente en las salinas de Cahuil en la región del Libertador General Bernardo O'Higgins. En tanto, *Artemia persimilis* está descrita en dos lagos salinos de la región de Magallanes. El género *Branchinecta* presenta las especies *B. vuriloche*, *B. granulosa* y *B. gaini*, las que han sido reportadas para lagunas estacionales de Balmaceda (Aysén), Torres del Paine y Punta Arenas respectivamente. En lagunas costeras estacionales de la Araucanía se encuentra *B. rocaensis*, mientras que en el norte de Chile, en la región de Antofagasta, se encuentran *B. bruschi*, *B. leonensis* y *B. valchetana*. En la región de Tarapacá se encuentran *B. palustris* y *B. papillata*. Hay pocos estudios locales para los hábitats de *Branchinecta*.

El orden Cladocera está representado por los géneros *Daphniopsis*, *Daphnia*, *Alona*, *Coranotella* y *Geoffreya*. La especie *Daphnia dadayana* es propia de lagunas estacionales y permanentes entre Aysén y Magallanes. En tanto, hay pocos estudios para este grupo en el extremo norte y sur de Chile. De las especies presentes en el país, *Daphniopsis chilensis*, *Daphnia paggi*, *Alona alti plana*, *Coranotella circumbriata* y *Geoffreya fryeri* están amenazadas por extracción de agua por minería y cambio climático.

Los copépodos calanoideos están representados por los géneros *Boeckella*, *Parabroteas* y *Tumeodiaptomus*. De este grupo, *B. poopoenis*, *B. calcaris* y *B. occidentalis* son propios de salares del norte de Chile, los cuales son poco estudiados, mientras que las especies *Boeckella poppei*, *B. brasiliensis*, *B. brevicaudata* y *Parabroteas sarsi* son propias de lagunas estacionales y permanentes entre Aysén y Magallanes. Existen pocos estudios para ellos. *Boeckella gracilis*, *B. gracilipes* y *T. diabolicus* son de amplia distribución. La especie *Tumeodiaptomus viviani* fue reportada en 1979 para el embalse Rapel, pero no hay más estudios sobre ella. Los copépodos ciclopoideos tendrían una especie endémica de Chile, *Mesocyclops araucanus*, descrita en 2003. Se estima que se encuentra en grandes lagos patagónicos al sur de los 39°S, mientras que las restantes especies son de amplia distribución en el continente americano.

Finalmente, el orden Laevicaudata tiene las especies *Lepthesteria venezuelica* y *Lynceus huentelauquensis*, esta última endémica de Chile. Ambas especies han sido reportadas en lagunas al sur de la región de Coquimbo.

Las especies de crustáceos zooplanctónicos del extremo norte de Chile están principalmente amenazadas por extracción de agua para minería, en tanto que las del sur por una suma de estresores como cambio del uso del suelo, hidroelectricidad, contaminación, entre otros (Figura 10). Por último, este grupo de especies se considera altamente vulnerable al cambio climático en la zona norte del país, mientras que no existe información suficiente hacia el sur (Figura 11).

Número nativas

Porcentaje endémicas

Número introducidas

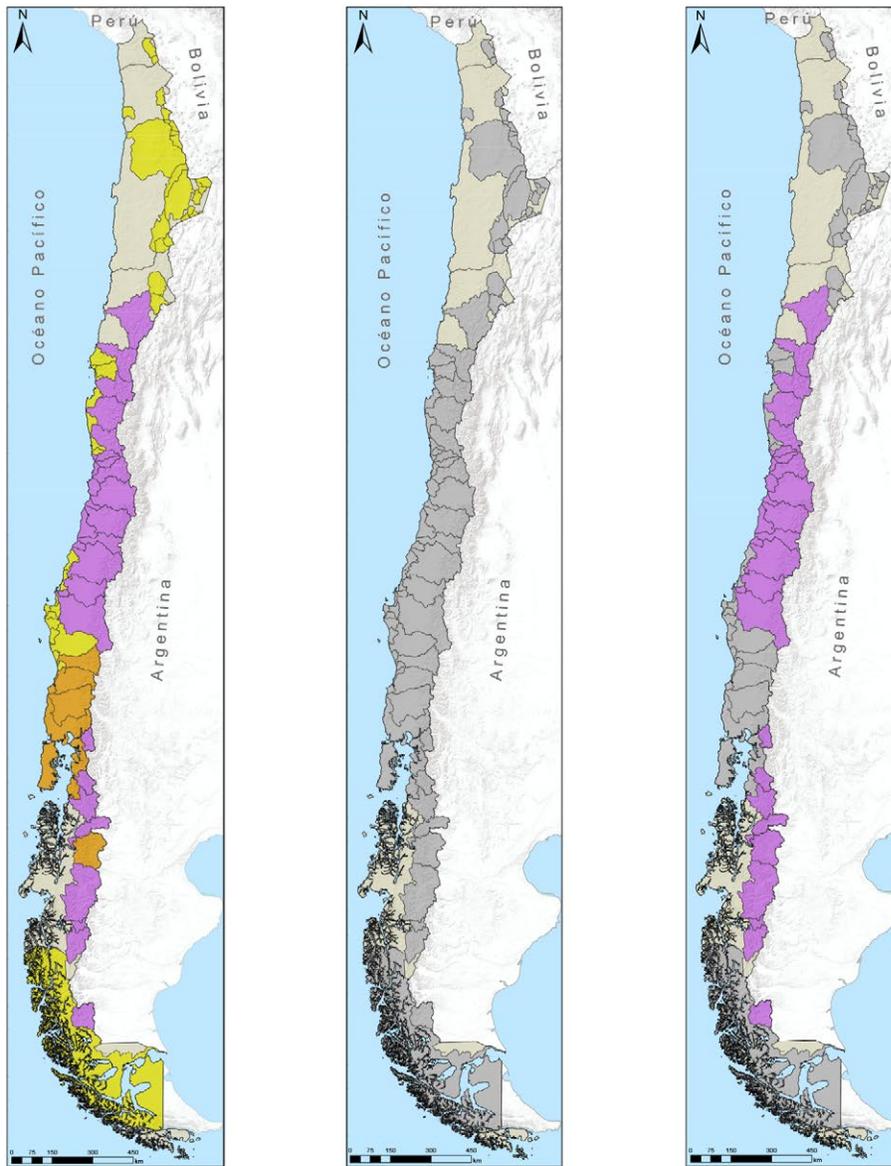


Figura 4. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de crustáceos zooplanctónicos por cuenca hidrográfica a lo largo del país.

Información base

- Cuencas hidrográficas
- Especies**
- 0
- 4
- 6
- Sin información suficiente
- Endémicas**
- 0%

MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Los invertebrados juegan un papel fundamental en la función de los ecosistemas acuáticos continentales, ya que permiten la transferencia de energía de los productores (vegetación terrestre y acuática) a los niveles tróficos superiores (peces, anfibios, aves, mamíferos). Entre los macroinvertebrados existen especies herbívoras, carnívoras, omnívoras y detritívoras, las que consumen principalmente bacterias, hongos, microalgas, plantas vasculares, invertebrados y detritus.

En los últimos años (después de los 2000) se ha producido un progreso importante en el estudio ecológico de los macroinvertebrados bentónicos acuáticos. Por ejemplo, destacan como hitos importantes la adaptación de índices bióticos para evaluar el grado de contaminación del agua o la creación de índices multimétricos para evaluar el estado de múltiples perturbaciones. En cuanto a la taxonomía, los estudios son menos. La mayoría de los registros de especies, géneros y familias fueron proporcionados en 2006, con el estado de

conocimiento de los principales grupos dulceacuícolas de Chile. Los resultados que se desprenden de estos y otros estudios son: i) existe una elevada riqueza de macroinvertebrados en la zona centro sur de Chile, considerándose una zona *hotspot* de biodiversidad mundial (Valdovino, 2008); ii) la taxonomía de los órdenes Plecoptera, Ephemeroptera, Odonata, Decapoda, y de los moluscos de las clases Bivalvia y Gastropoda son las mejores estudiadas; y iii) la mayoría de los estudios se han centrado en la zona centro y sur de Chile, y han sido menos estudiadas las zonas del norte y extremo sur. Otros grupos han recibido menos atención, como el orden Trichoptera (se han reportado 214 especies), Coleoptera (se han reportado 102 especies) y Diptera. De este último grupo aún no se sabe específicamente cuántos representantes acuáticos existen en nuestro país.

**Número nativas**

**Porcentaje endémicas**

**Número introducidas**



Figura 5. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de macroinvertebrados bentónicos por cuenca hidrográfica a lo largo del país.

**Información base**

○ Cuencas hidrográficas

**Especies**

● Sin información suficiente

● 1



La fauna de macroinvertebrados dulceacuícolas se presenta desde el desierto de Atacama en el norte hasta las frías y lluviosas regiones del sur de Chile (Figura 5). Se considera que existen más de 1.000 especies. Sin embargo, hoy en día los macroinvertebrados bentónicos comprenden 628 especies descritas para Chile, más múltiples especies de Acariforme sin clasificar. De estas, 607 no están evaluadas en cuanto a su categoría de conservación (RCE). Entre las especies clasificadas, *Aegla laevis*, *A. papudo* y *Parastacus pugnax* se encuentran en peligro, en tanto que *Aegla concepcionensis*, *Aegla cholchol*, *Aegla laevis talcahuano*, *Parastacus nicoleti* y *Samastacus spinifrons* son consideradas especies vulnerables. Como especies insuficientemente conocidas se encuentran *Diplodon chilensis*, *Aegla affinis*, *A. alacalufi*, *A. bahamondei*, *A. expansa*, *A. manni*, *A. neuquensis*, *A. pewencha* y *A. spectabilis*. Como especies no evaluadas están las del género *Hyaella*, específicamente *H. fossamanchini*, *H. kochi*, *H. francisca*, *H. costera*, *H. chilensis*, *H. patagónica* y *H. simplex*; de igual modo, 44 especies de moluscos del orden Basomatophora de los géneros *Chilina* (30 especies), con los géneros *Physa*, *Lymnaea*, *Pectinidens*, *Anisancylus* y *Unicancylus*. Finalmente, en Anthomedusae está la especie *Craspedacusta sowerbii*. Las especies no evaluadas corresponden a la mayor parte de los macroinvertebrados, lo que refleja el aún escaso conocimiento que se tiene sobre los macroinvertebrados bentónicos acuáticos en nuestro país.

La mayor cantidad de presiones sobre esta fauna se concentra en la zona centro del país (Figura 10), mientras que la mayor vulnerabilidad del grupo al cambio climático se reconoce para la zona norte y centro (Figura 11).

## PECES Y LAMPREAS

En la actualidad, Chile posee alrededor de 48 especies de peces nativos de aguas continentales y estuarinos, los que pertenecen a 7 órdenes, 10 familias y 19 géneros. Adicionalmente, nuestro país cuenta con 2 especies de lampreas (vertebrados sin mandíbulas: 1 orden, 2 familias y 2 géneros) que cumplen parte de su ciclo de vida en aguas continentales y parasitan a otros peces. Considerando ambos grupos, el 42% de los géneros y el 70% de las especies son endémicas del país.

La taxonomía y sistemática de esta ictiofauna ha cambiado ampliamente en los últimos quince años, aumentando el número de especies (Arratia y Quezada-Romegialli, 2017; Arratia et al., 2017; Vila, 2006; Vila et al., 2011), incluyendo nuevos registros (Arratia y Quezada-Romegialli, 2017, 2019), validando especies controversiales (Alò et al., 2013) o sinonimizando algunas de ellas (Véliz et al., 2012). Sin embargo, diversos autores han indicado que el número de especies aumentará (Dyer, 2000a; Vila y Quezada-Romegialli, 2018) estimativamente entre 10% y 20%, y algunas especies raras o dudosas podrían ser sinonimizadas (Dyer, 2000b). A pesar de la baja diversidad de especies y elevado endemismo, nuestro país ya cuenta con una especie extinta, *Diplomystes chilensis* (Arratia y Quezada-Romegialli, 2017), y una serie de extinciones locales (Habit et al., 2010).

A nivel de cuencas, las especies de peces continentales se distribuyen desigualmente. En la región desértica exorreica y endorreica (regiones de Arica y Parinacota hasta Antofagasta) se encuentran 13 especies, de las cuales 9 (69,2%) son endémicas y, en algunos casos, restringidas a ecosistemas de menos de 1 km<sup>2</sup> (Arratia, 1983; Vila, 2006), lo que aumenta su carácter singular y constituyen microendemismos (Figura 6). Muchos de los ecosistemas acuáticos permanecen inexplorados y requieren de muestreos sistemáticos actualizados. Las principales presiones antrópicas en esta zona corresponden a las especies exóticas (de 1 a 3 por cuenca), minería, riego, canalización y uso de suelo (Figura 10). Considerando las cuencas andinas en la zona centro norte, central y centro sur (regiones de Atacama hasta Los Lagos continental), es posible encontrar 30 especies, de las cuales 24 (80%) son endémicas, y las cuencas de los ríos Valdivia, Imperial y Bueno tienen la mayor riqueza de especies en el país (18, 17 y 16 respectivamente). En esta zona existen todas las presiones antrópicas sobre ictiofauna nativa: efluentes y contaminación, especies exóticas (de 3 a 10 por cuenca), cambio de uso del suelo, canalización del cauce, riego e hidroelectricidad, extracción de áridos y minería. Las cuencas costeras en estas mismas regiones presentan un gradiente de riqueza, desde 2 a 3 especies nativas en cuencas de la zona centro norte y Valparaíso, hasta 9 (río Andalién) y 10 especies nativas en las cuencas de la zona Biobío-Arauco, presentando 67% a 80% de especies endémicas y de 1 a 7 especies introducidas por cuenca. Un porcentaje importante de población se encuentra en las zonas costeras del país, por lo que los peces se encuentran altamente impactados o ausentes en la cuenca debido a los efectos individuales, acumulados o sinérgicos de las presiones antrópicas. Las cuencas bajas de la isla de Chiloé presentan una alta riqueza (15 especies) y elevado endemismo (53%), mientras que los ríos y lagos patagónicos (regiones de Los Lagos y Aysén) tienen entre 2 (río Cuervo) a 11 (río Baker) especies nativas, exhibiendo un alto endemismo las cuencas de los ríos Serrano (7 especies nativas, 28,6% de endemismo) y Cisnes (8 especies nativas, 25% de

endemismo). En esta zona, las mayores presiones antrópicas son la acuicultura, las especies exóticas (de 2 a 10 especies por cuenca) y la pesca recreativa. Finalmente, las cuencas de Tierra del Fuego e islas magallánicas (región de Magallanes y la Antártica Chilena) presentan una riqueza desde 1 a 6 especies por zona, donde no hay endemismos detectados. Las mayores presiones en esta zona son la acuicultura y las especies exóticas (de 2 a 6 especies por cuenca), la pesca recreativa y en menor medida los efluentes.

En general, los peces presentan una vulnerabilidad grave al cambio climático (Figura 11). En la zona desértica exorreica y endorreica, la alta dependencia del riego en la agricultura en conjunto con la minería y la existencia de bajos caudales y especies invasoras explican esta alta vulnerabilidad. En la zona centro norte, central y centro sur, tanto en ríos andinos como en las cuencas de la cordillera de la Costa, la existencia de bajos caudales, acotada época de deshielos, concentración de lluvias en pocos meses, disminuciones de caudal y especies invasoras explican la alta vulnerabilidad. Las cuencas de la isla de Chiloé presentan una vulnerabilidad media, asociada principalmente a la disminución de caudales. Los ríos y lagos patagónicos y las cuencas en islas magallánicas y de Tierra del Fuego presentan vulnerabilidades medias y graves al cambio climático, principalmente explicados por el impacto de incendios y ganadería, cambios de uso de suelo, dependencia de deshielos glaciales y especies invasoras.

**Número nativas**

**Porcentaje endémicas**

**Número introducidas**



Figura 6. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de peces y lampreas por cuenca hidrográfica a lo largo del país.

**Información base**

○ Cuencas hidrográficas

**Nativas**

- 0
- 1 - 4
- 5 - 10
- 10 - 18
- Sin información suficiente

**Endémicas**

- 0%
- 18 - 33%
- 34 - 75%
- 76 - 100%
- Sin información suficiente

**Introducidas**

- 0
- 1 - 3
- 4 - 6
- 7 - 10
- Sin información suficiente



## ANFIBIOS

Actualmente se reconocen 61 especies de anfibios a lo largo del país, distribuidas en 7 familias y 14 géneros: *Alsodes* con 18 especies, *Eusophus* (10 especies), *Atelognathus* (1 especie), *Batrachyla* (4 especies), *Chaltenobatrachus* (1 especie), *Hylorina* (1 especie), *Nannophryne* (1 especie), *Rhinella* (4 especies), *Calyptocephalella* (1 especie), *Telmatobufo* (4 especies), *Pleurodema* (3 especies), *Insuetophrynus* (1 especie), *Rhinoderma* (2 especies), y *Telmatobius* (10 especies). De las 61 especies, 40 son endémicas, con una tasa de endemismo igual al 65,6%. Si se incluyen especies que solo tienen una distribución marginal en Argentina, este porcentaje se elevaría a 86,9%. Además, la familia Calyptocephalellidae (con 5 especies) y el género *Insuetophrynus* son endémicos de Chile.

Las 7 familias de anfibios nativos de Chile se distribuyen a lo largo de todo el país ocupando los más diversos hábitats, desde el nivel del mar hasta aproximadamente los 4.600 m (Correa y Méndez, 2018). Las familias con el rango de distribución más amplio son Bufonidae y Leptodactylidae. La familia Telmatobiidae se restringe al extremo norte del país, mientras que el resto de las familias tiene una distribución principalmente en el centro y sur.

La mayor riqueza de géneros y especies se encuentra en los bosques templados del sur, particularmente en la cordillera de la Costa de las regiones del Biobío, La Araucanía y Los Ríos (37-40° S). Las cuencas hidrográficas con mayor riqueza de especies son las de los ríos Valdivia (19 especies), Biobío (18 especies), cuencas costeras de la zona de Biobío y Arauco (25 especies), y cuencas costeras de la zona de Los Ríos y Los Lagos (19 especies) (Figura 7). Si bien este patrón de riqueza muestra una zona más diversa en la zona centro sur de Chile, el porcentaje de endemismo por cuenca es más elevado en la zona norte y centro norte. Así, por ejemplo, de las 8 especies presentes en la cuenca del río Loa, el 75% son endémicas del país y de la cuenca hidrográfica. Muchas de las cuencas con más alto endemismo albergan también a la única especie introducida de anfibios en Chile (*Xenopus laevis*), la que representa una fuerte amenaza para esta fauna.

De acuerdo con la RCE del Ministerio del Medio Ambiente de Chile, el estado de conservación de esta fauna es de un alto grado de amenaza. Actualmente, 10 especies se encuentran en peligro crítico, 22 en peligro, 11 vulnerables, 9 sin información suficiente, 7 en preocupación menor y 2 no se encuentran evaluadas. Las mayores presiones antrópicas sobre los anfibios de Chile se concentran en las cuencas de los ríos Loa (principalmente minería, riego, canalización y especies exóticas), Huasco, Elqui, Maipo, Rapel (en las que se suman presiones por hidroelectricidad, extracción de áridos y efluentes), y Maule, Itata y Biobío (donde se suman las presiones por acuicultura) (Figura 10).

Dado que el principal factor que limita los ambientes y la distribución geográfica donde se encuentran los anfibios es la disponibilidad de agua, la cual es fundamental para su reproducción, y debido a su condición ectotérmica, los anfibios de Chile se consideran gravemente amenazados por el cambio climático a lo largo de toda su distribución geográfica (Figura 11).

Número nativas

Porcentaje endémicas

Número introducidas

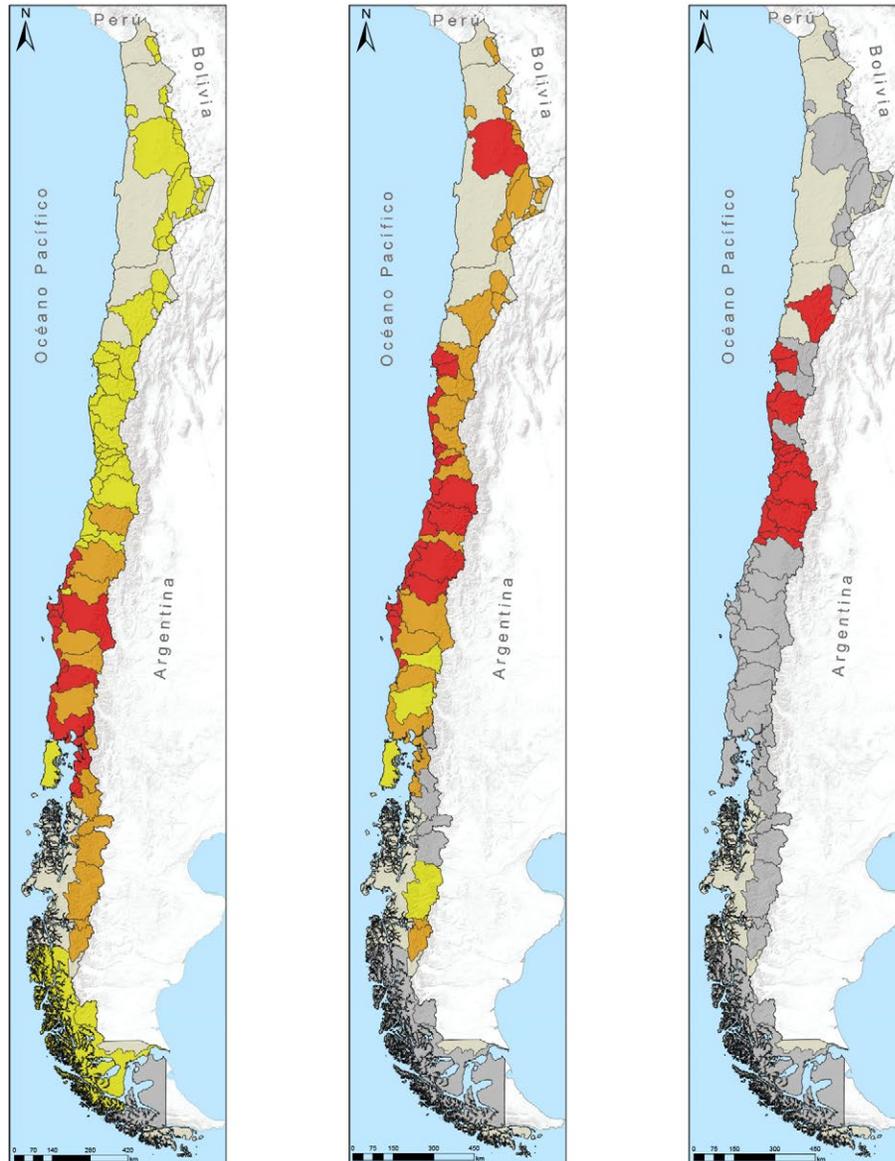


Figura 7. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de anfibios por cuenca hidrográfica a lo largo del país.

Información base

○ Cuencas hidrográficas

Nativas

- 0
- 1-8
- 9-16
- 17-25

Endémicas

- 0%
- 1-30%
- 31-60%
- 61-92%

Introducidas

- 0
- 1

AVES

En las últimas décadas se han registrado 153 especies de aves asociadas principalmente a los ambientes acuáticos continentales, excluyendo aquellas estrictamente marinas (que no hacen uso regular de los humedales costeros) y terrestres, siendo el orden de los Charadriiformes con 74 especies (Figura 8). Sin embargo, existen otros taxones bien representados a nivel de orden o familias en el país en relación con la diversidad presente en Sudamérica. Este es el caso de los flamencos, en que las tres especies existentes en la región están presentes en Chile, lo que corresponde al 50% de las especies que habitan en todo el mundo. Otro taxón muy diverso en el país es la familia Anatidae (cisnes, gansos y patos) con 30 especies descritas para Chile, es decir, el 90% de las especies descritas para Sudamérica (Vilina y Cofre, 2008). Para los otros órdenes, su



representación en el país respecto a Sudamérica es alrededor del 50%. Si bien la avifauna corresponde al grupo taxonómico de vertebrados más representado en Chile, solo registra una especie endémica (*Cinclodes nigrofumosus*), la cual posee tanto hábitos marinos como estuarinos (Jaramillo, 2005). Sin embargo, existe un grupo importante de avifauna, tanto por su diversidad como singularidad, que está presente en la zona altiplánica. A pesar de que no son especies estrictamente endémicas dentro de los límites chilenos, poseen un alto endemismo a nivel de la bioregión. Es relevante hacer hincapié en este grupo, debido a que la zona norte será fuertemente impactada por el cambio climático, lo cual se suma al actual estrés causado por la contaminación proveniente de la minería y a la intensiva extracción de agua (Figuras 10 y 11).

La mayor riqueza registrada a nivel de cuencas se encuentra en la zona mediterránea, seguida por el bosque valdiviano. Así, por ejemplo, la cuenca del río Maipo alberga 96 especies, seguida por las cuencas de los ríos Huasco y Elqui, con 82 y 91 especies respectivamente (Figura 8). Cabe mencionar que la mayor diversidad en estas cuencas se concentra principalmente en las zonas estuarinas debido a la mayor productividad, como también a la presencia de especies acuáticas generalistas que ocupan tanto la zona costera como el estuario. Por el contrario, las cuencas del extremo norte albergan aproximadamente 35 especies cada una (río Lauca y salares), dado que son cuencas de carácter endorreico, a excepción del río Loa. Por su parte, las cuencas hidrográficas de Patagonia poseen una riqueza extremadamente baja. En el caso de la cuenca del río Cisnes solo se registran 9 especies (Soto, 2012). Esta baja representatividad en las cuencas patagónicas puede explicarse, por una parte, por la baja disponibilidad de hábitat en estos sistemas altamente caudalosos y, por otra parte, al mínimo esfuerzo de muestreos y censos realizados en esta zona principalmente por la escasa accesibilidad (Soto, 2012).

Es importante señalar que la información basal sobre la ecología de poblaciones de estas especies de aves es escasamente conocida. Los factores que determinan los patrones de distribución y abundancia de las aves acuáticas son complejos y no están bien estudiados. Del total de aves, solo alrededor del 70% son consideradas residentes, el 20% son solo registros esporádicos y el 10% visitantes habituales (migratorias) (Victoriano, González y Schlatter, 2006). Sin embargo, estos registros esporádicos podrían comenzar a ser menos o más habituales debido a los cambios ambientales. De las especies visitantes, varias de ellas presentan aparentemente una declinación, pero su estatus permanece desconocido. Entre ellas destacan el pato anteojillo (*Specularias specularis*), que se asocia a los ríos forestados de bosque nativo de la región austral; el pato rinconero (*Heteronetta atricapilla*), cuyos hábitats están siendo fuertemente alterados e incluso desecados, como las lagunas de Batuco y Matanza en Chile Central; la becacina pintada (*Nycticryphes semicollaris*), escasamente registrada en los humedales mediterráneos; y el run-run (*Hymenops perspicillata*), asociado a la vegetación ripariana, entre varias otras especies (Vilina y Cofré, 2018). La alta vagilidad que poseen las especies de aves les permite cambiar sus patrones de comportamiento y hábitat cuando es requerido. Por otra parte, fenómenos climáticos como El Niño constituyen un factor clave para comprender los cambios en los tamaños de las poblaciones de aves acuáticas continentales de Chile, que parecen incidir fuertemente en las dinámicas y procesos ecológicos que ocurren en los humedales, incluidas las aves acuáticas continentales de todo el país (Vilina y Cofré, 2018). Este fenómeno puede intensificarse en los próximos años e incidir más fuertemente en la distribución y uso de hábitat de estas especies.

Por último, es importante mencionar el deficiente estado del conocimiento de este grupo de aves, sobre todo en lo que respecta a su función ecológica dentro de los complejos procesos que ocurren en los humedales, como es el rol en las tramas tróficas, en especial aquellas que se encuentran en un nivel superior (depredador tope). Para las aves residentes, aspectos como nidificación y fecundidad aún son desconocidos para algunas especies. Con respecto a los patrones de estructuración de ensambles, si bien existen estudios para algunas zonas del país, aún son deficientes, sobre todo en cuanto a patrones a largo plazo que muestren la dinámica existente tanto a nivel estacional como interanual, primordial en ensambles de especies con ciclos de vida disímil y altamente móviles.

Número nativas

Porcentaje endémicas

Número introducidas



Figura 8. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de aves por cuenca hidrográfica a lo largo del país.

Información base

- Cuencas hidrográficas
- Nativas**
  - 9 - 30
  - 31 - 60
  - 61 - 96
  - Sin información suficiente
- Endémicas**
  - 0%
  - 1 - 2%
  - Sin información suficiente
- Introducidas**
  - 0
  - 1
  - Sin información suficiente



## MAMÍFEROS

Los mamíferos acuáticos de Chile están representados por dos familias, cada una con una especie: Myocastoridae con el coipo (*Myocastor coypus*) y Mustelidae con el huillín (*Lontra provocax*). Ambas especies presentan una distribución relativamente amplia que abarca más allá de los límites nacionales, por lo cual no son endémicas para Chile. El coipo se extiende desde las cuencas de la cordillera de la Costa de la zona centro-norte (Coquimbo) hasta las islas magallánicas. En las cuencas andinas, su distribución comienza desde el río Itata hacia el sur (Figura 9). En estado silvestre, el coipo se encuentra también en el sur de Brasil, Bolivia, Argentina, Paraguay y Uruguay. El huillín, en tanto, tiene una distribución un poco más restringida en Chile y muy menor en Argentina. En Chile, se encuentra desde la cuenca del río Toltén hasta Tierra del Fuego. En las grandes cuencas de la Patagonia, esto es, desde el río Puelo al río Serrano, solo se le observa ocasionalmente, ya que no presenta poblaciones estables en ellas. En esta zona, su presencia está más asociada a cuencas costeras y estuarios de islas australes, no alejándose más de 15km a 20km de la línea de costa (Gonzalo Medina-Voguel, comunicación personal).

*Myocastor coypus* está clasificado como preocupación menor en Chile, mientras que *L. provocax* se considera una especie en peligro. El coipo, al ser considerado un animal de peletería, fue introducido en distintos continentes, donde se transformó en una especie plaga (Norteamérica, Inglaterra, Europa del Norte, Rusia y Canadá). El hábitat de *M. coypus* es principalmente lagunas, lagos, ríos, esteros y humedales con presencia de totoras, batos y vegetales semejantes ubicados desde el nivel del mar hasta los 1.100msnm (Muñoz-Pedrerros y Gil, 2009). Por su parte, *L. provocax* habita ríos, lagos y esteros con abundante vegetación en sus riberas, restos leñosos y raíces, las que utiliza como refugio. Aunque se considera propio de aguas continentales, el huillín también utiliza zonas de estuarios y canales costeros, principalmente en su rango de distribución más austral (Iriarte, 2007).

Además de las dos especies nativas de mamíferos acuáticos, existen tres especies de mamíferos acuáticos introducidos: el visón americano (*Neovison vison*), el castor (*Castor canadensis*) y la rata almizclera (*Ondatra zibethicus*). De estas tres especies, el visón americano es el que posee una mayor distribución de invasión, por lo que es posible registrarlo actualmente desde La Araucanía hasta Tierra del Fuego. El castor y la rata almizclera poseen distribuciones más restringidas en islas magallánicas y Tierra del Fuego. Estas tres especies exóticas invasoras generan importantes impactos en la flora y fauna nativa, así como también a nivel de los ecosistemas donde habitan. El visón depreda y compite fuertemente sobre especies de fauna nativa, mientras que el impacto del castor y la rata almizclera están más relacionados con daños importantes en la vegetación nativa, ya que compiten por alimento con herbívoros nativos. El castor, además, produce graves daños por inundaciones asociadas a la construcción de represas, lo cual afecta al sector ganadero y forestal.

En la actualidad no existen investigaciones que evalúen los efectos de presiones antrópicas ni la vulnerabilidad del cambio climático para los mamíferos acuáticos chilenos. Sin embargo, al considerar su biología y requerimientos de hábitat, así como las fuertes presiones de estresores múltiples (como cambio de uso de suelo, contaminación, competencia con especies exóticas invasoras) y el aumento en la sequía, se puede concluir de manera preliminar que las cuencas costeras del centro-norte del país, así como las cuencas andinas de la zona centro, presentan una fuerte presión antrópica y una elevada vulnerabilidad al cambio climático para los mamíferos acuáticos de Chile (Figuras 10 y 11). La reducción de la vegetación ribereña junto con la urbanización y habitación de tierras para cultivos en áreas de humedales, genera una pérdida de hábitat, disminución de la calidad del agua y, con ello, una reducción de los recursos tróficos disponibles para los mamíferos acuáticos que habitan estos sistemas. Investigaciones sobre la dinámica poblacional y el estado actual del conocimiento de los mamíferos acuáticos chilenos son necesarios para poder conocer de mejor manera los efectos en sus poblaciones de cara al cambio climático global.

Número nativas

Porcentaje endémicas

Número introducidas

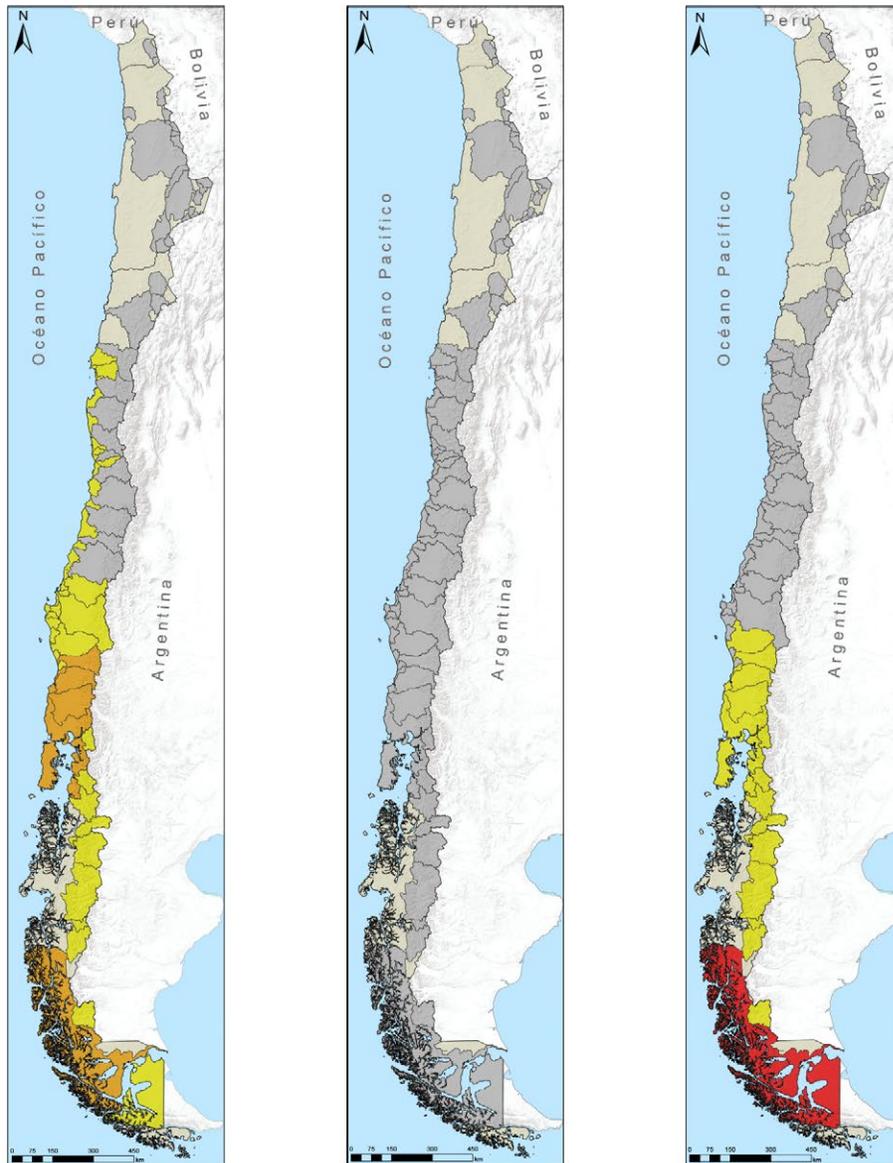


Figura 9. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de mamíferos por cuenca hidrográfica a lo largo del país.

Información base

○ Cuencas hidrográficas

Especies

- 0
- 1
- 2
- 3

Endémicas

- 0%

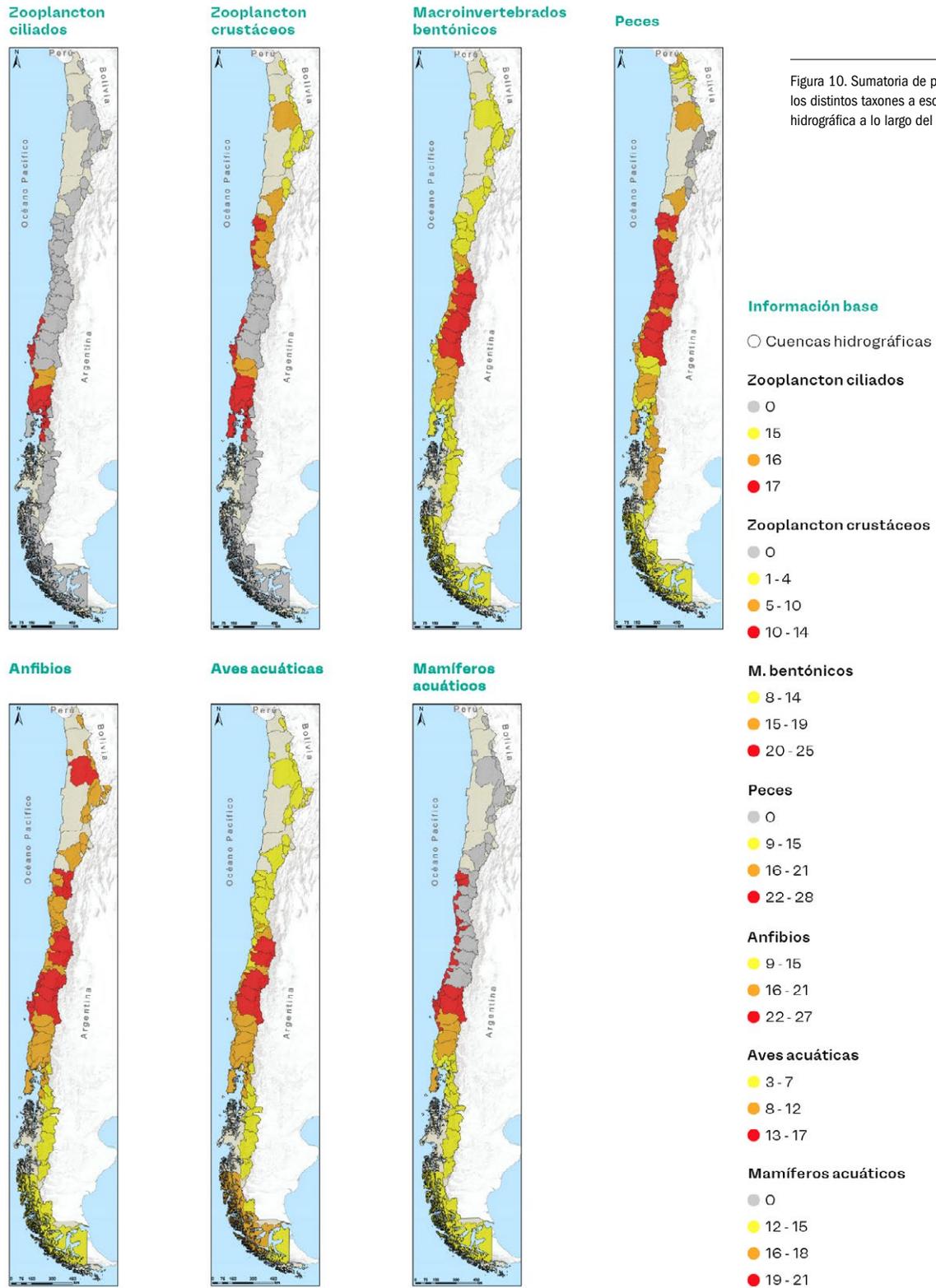


Figura 10. Sumatoria de presiones sobre los distintos taxones a escala de cuenca hidrográfica a lo largo del país.

**Zooplankton ciliados**



**Zooplankton crustáceos**



**Macroinvertebrados bentónicos**



**Peces**



Figura 11. Vulnerabilidad al cambio climático de los distintos taxones a escala de cuenca hidrográfica a lo largo del país.

**Anfibios**



**Aves acuáticas**



**Mamíferos acuáticos**



**Información base**

○ Cuencas hidrográficas

**Zooplankton ciliados**

● Sin información suficiente

● Ausencia de especies

● Leve o nulo

● Medio

● Grave



## Biodiversidad a nivel intraespecífico (nivel genético)

La diversidad genética, definida como las características genéticas heredables dentro de una especie, es uno de los componentes del concepto de la biodiversidad reconocido en el Convenio sobre la Diversidad Biológica firmado por los países miembros de Naciones Unidas (Chandra e Idrisova, 2011; Coates, Byrne y Moritz, 2018). El estudio de la diversidad genética de las especies es un factor determinante para medir la biodiversidad de un país, ya que permite delimitar especies e indicar su estado de conservación, por lo que sirve para determinar el grado de adaptación y supervivencia de las especies frente a cambios en los hábitats (Reed y Frankham, 2003).

El estudio de la diversidad genética de especies dulceacuícola chilenas, con un gran auge en la década del año 2000 (con solo unos pocos estudios en las décadas previas), ha ido en constante aumento (**Anexo 2**) acorde con la tendencia mundial. Durante los últimos diez años se ha generado el 80% de los estudios de diversidad genética en organismos dulceacuícolas en Chile, promovido por el interés científico y la significativa reducción de los costos de los análisis genéticos. Los estudios de diversidad genética se han concentrado en cuatro niveles: i) estudios filogeográficos o poblacionales (36%) para determinar la diversidad genética actual de las poblaciones y su origen geográfico durante el pasado; ii) estudios filogenéticos (21%) para delimitar especies; iii) estudios descriptivos o de composición genética (13%); y iv) estudios sobre variables contemporáneas y futuras relacionadas a efectos antrópicos (4%). Así, los estudios de diversidad genética de especies dulceacuícolas chilenas han aportado tanto al conocimiento de la ciencia básica como a la ciencia aplicada.

Del total de estudios (**Anexo 2**), los peces y anfibios representan los organismos más estudiados a este nivel, constituyendo el 39% y 21% del total de estudios respectivamente. A continuación, se ubican los estudios enfocados en gasterópodos (14%) y crustáceos (14%), procariontes (7%) e insectos (4%). Los grupos menos estudiados (entre 1% a 3% cada grupo) son los bivalvos, algas, plantas, mamíferos y protistas. Los porcentajes de estudios de diversidad genética por grupo de organismos dejan en evidencia que, pese al auge de estudios de diversidad genética durante la última década, es necesario fomentar investigaciones que ayuden a comprender la biodiversidad de organismos de agua dulce.

A nivel de cuenca (**Anexo 2**), los estudios basados en genética se concentran principalmente en las cuencas de la cordillera de la Costa de la zona central y centro-sur (27%), Patagonia (23%), cuencas andinas de la zona central y centro-sur (21%), y en las cuencas de la región desértica endorreica (16%), sumando un total de 88% de los estudios existentes a la fecha. Las cuencas de la isla de Chiloé representan solo el 11% de los estudios genéticos, mientras que las cuencas de las islas magallánicas y de Tierra del Fuego representan el 1% de los estudios cada una. A nivel nacional, los estudios presentan una alta concentración geográfica por grupos taxonómicos. Así, por ejemplo, el 73% de los estudios de gasterópodos y el 75% de los estudios de procariontes se encuentran en las cuencas de la región desértica endorreica, mientras que el 68% de los estudios genéticos en peces se han concentrado en las cuencas de la Patagonia. Esto hace notar que se deben promover los estudios de diversidad genética a lo largo del país para reducir la concentración de estudios de organismos por región geográfica.

Los estudios relacionados con las consecuencias de efectos antrópicos en el hábitat de las especies dulceacuícolas chilenas han mostrado el dramático efecto negativo de la presencia de especies invasoras (Rueda



*et al.*, 2017; Vera-Escalona, Habit y Ruzzante, 2019), la tolerancia de las especies a la contaminación (Vega-Resetter *et al.*, 2014), y también han ayudado a determinar los efectos negativos de la construcción de centrales hidroeléctricas y generar las directrices para la construcción de estas con el menor impacto sobre la biodiversidad (Vera-Escalona *et al.*, 2018).

En la actualidad, con el auge y reducción de costos de los métodos para cuantificar la diversidad genética, es posible esperar un aumento de estudios que determinen la presencia de especies a través del ADN ambiental (Valentini *et al.*, 2015), que delimiten especies a través de la secuenciación de genomas completos (Rannala y Yang, 2008), que estimen la diversidad genética poblacional a través de marcadores como polimorfismo de nucleótido único o SNP (Helyar *et al.*, 2011) y que determinen el potencial de las especies de sobrevivir a los cambios ambientales a través del estudio del ADN y ARN (Carvajal-Rodríguez, 2009; Dillies *et al.*, 2012). El conjunto de estos estudios permitirá cuantificar de mejor forma la biodiversidad de organismos dulceacuícolas, comprender la interacción entre especies y condiciones del hábitat para finalmente preservar la biodiversidad y promover un desarrollo sostenible bajo el contexto de efectos directos e indirectos del cambio climático.



# Brechas de conocimiento y desafíos

Reconocemos diversos tipos de brechas, entre las que destacamos como prioritarias para ser abatidas las brechas de conocimiento, gestión y sensibilización pública, las que se profundizan más adelante.

## BRECHAS DE CONOCIMIENTO

Chile está lejos de conocer íntegramente su biodiversidad de agua dulce en sus tres niveles (genético, específico y ecosistémico). Todos los grupos taxonómicos tienen importantes vacíos de información en cuanto a su taxonomía, distribución e historias de vida. Estos vacíos son el reflejo de la falta de especialistas en cada uno de los grupos taxonómicos y niveles ecosistémicos y genético, lo que a su vez se deriva de la falta de fondos de financiamiento específicos para completar inventarios y catastrar esta biodiversidad. Comprender el funcionamiento del ciclo del carbono en estos ecosistemas, así como los rangos de tolerancia de los distintos taxones a la temperatura, es imprescindible para conocer las capacidades de mitigación y adaptación de la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce de Chile al cambio climático.

## BRECHAS DE GESTIÓN

La cuenca hidrográfica es la unidad de manejo adecuada para los ecosistemas de agua dulce o humedales. Sin embargo, en Chile no existe el manejo integrado de cuencas como instrumento de gestión. A ello se suma que la otorgación de derechos de aprovechamiento de agua a través del Código de Aguas en la práctica convierte al agua en un bien privado, lo cual dificulta o impide la necesaria gestión integrada. Esta falta de planificación del uso del suelo y del agua de manera integrada es la mayor brecha de gestión existente en Chile para lograr la mitigación y adaptación de estos ecosistemas al cambio climático.

## BRECHAS DE SENSIBILIZACIÓN PÚBLICA

Existe, en general, mayor sensibilización pública sobre la biodiversidad terrestre y marina que sobre la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce. Consideramos relevante avanzar hacia la educación formal e informal de las personas en cuanto a la importancia de esta biodiversidad, involucrando a la ciudadanía en monitoreos participativos y en la toma de decisiones a nivel local. El involucramiento público informado y la consideración del conocimiento local y de los pueblos originarios en la toma de decisiones harán más fácil alcanzar medidas de mitigación y adaptación al cambio climático asociadas a los humedales de Chile.



## MEDIDAS DE MITIGACIÓN Y ADAPTACIÓN

A continuación, se expande la información que sustenta cada una de las brechas antes enunciadas, basándose en análisis de medidas de mitigación, adaptación y gobernanza al cambio climático.

### MEDIDAS DE MITIGACIÓN BASADAS EN ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE

Los ecosistemas de agua dulce o humedales se caracterizan por un potencial variable de secuestro y acumulación de carbono, aunque algunos son piezas claves debido a su relevante rol en la mitigación del cambio climático (Moomaw *et al.*, 2018). Las soluciones climáticas basadas en la naturaleza (NCS, por sus siglas en inglés) son opciones de gestión para la conservación y absorción de carbono (Cohen-Shacham *et al.*, 2016; Griscom *et al.*, 2017). Estas soluciones son consideradas como las opciones disponibles más viables en comparación con las nascentes tecnologías de captura de carbono (Field y Mach, 2017).

Según las estimaciones de Griscom *et al.* (2017) a nivel global, las soluciones basadas en humedales ofrecen el 14% de las oportunidades de mitigación de NCS necesarias para mantener el calentamiento <2°C, y el 19% de esa mitigación de NCS es de bajo costo. Como ya se ha mencionado, los humedales son menos extensos que los bosques y los pastizales, pero tienen mayores reservas de carbono por unidad de área (Zomer *et al.*, 2016). A la vez, los humedales ofrecen variados servicios ecosistémicos esenciales para la resiliencia climática y la adaptación al cambio climático, como por ejemplo jugar un rol importante en la reducción de los impactos por aluviones o durante períodos de sequía (Janse *et al.*, 2019). Evitar la pérdida de humedales debe ser prioritario, debido a que tiene costos significativamente menores en comparación con la restauración de humedales degradados (Bayraktarov *et al.*, 2016). Una pieza fundamental en este proceso de protección es el mapeo mejorado de los humedales presentes en nuestro país.

Muchos tipos de humedales presentes en Chile tienen potencial de mitigación de cambio climático por acumulación y secuestro de carbono. A continuación, diferenciaremos cada uno de ellos y describiremos sus potenciales.

#### **Humedales costeros (estuarios, marismas)**

La costa central y sur de Chile se caracteriza por la presencia de numerosos humedales costeros (Marquet, Abades y Barría, 2017). Varios de ellos han sido afectados por cambios en el uso del suelo y urbanización. Aunque la cartografía sistemática de estos ecosistemas a escala de todo el país carece de información actualizada, es muy probable que un amplio porcentaje haya sido degradado. Ejemplo de ello es el área metropolitana de Concepción, donde se han urbanizado 3.151 ha, de las cuales el 55% correspondían a humedales (Pauchard *et al.*, 2006).

La protección y restauración de estos ecosistemas aportará en el secuestro de carbono y reducirá las emisiones de metano (Fargione *et al.*, 2018). Este fenómeno es posible cuando los humedales son restaurados, lo que permite que sus emisiones de metano se reduzcan. A la vez, estos humedales se transforman en secuestradores y acumuladores de carbono biológico, aumentando su almacenamiento en forma de biomasa, lo que evita el riesgo de que el carbono almacenado sea devuelto a la atmósfera (Kroeger *et al.*, 2017). Además, los humedales costeros en buenas condiciones proporcionan defensa costera contra tormentas y otros eventos climáticos extremos (Narayan *et al.*, 2017).

#### **Turberas y bofedales**

Las turberas son los ecosistemas naturales que exhiben el mayor secuestro de carbono (Joosten, 2010). A nivel mundial, Chile se encuentra en el número 28 de los países con mayor presencia de turberas, con una superficie total estimada de 10.996 km<sup>2</sup>. Esta área representa una acumulación estimada de 1.124 millones de toneladas de carbono en el 2008 (Joosten, 2010). Nuevos estudios han comprobado que las tasas recientes de acumulación de carbono en las turberas de la Isla Grande de Chiloé, dominadas por *Sphagnum*, presentan rangos de acumulación de carbono muy altos en comparación con otros en el mundo (78.33477.1g Cm-2año-1) (León, Benitez-Mora y Oliván, 2018).

Los bofedales son tipos de turberas dominadas por plantas del género *Oxychloe*. En comparación con las turberas, dominadas por especies de género *Sphagnum*, constituyen una pequeña proporción de la superficie total de los humedales del país. Sin embargo, se ha comprobado que los sistemas dominados por *Oxychloe* tienen una capacidad de secuestro de carbono significativamente más alta (una orden de magnitud más alta en algunos casos de estudios) que las turberas de *Sphagnum* (Earle, Warner y Aravena, 2003).



Turberas y bofedales juegan un rol importante en el almacenamiento de agua dulce, en la mantención de su calidad y en la integridad hidrológica. Ante el aumento de perturbaciones relacionadas con cambio climático, como los incendios que pueden causar la liberación de carbono acumulado en la biomasa, los humedales resultan ser ecosistemas más resilientes en comparación con los bosques (González *et al.*, 2011).

### Ríos, lagos y lagunas

Los ríos transportan cantidades significativas de carbono al océano (Cole *et al.*, 2007; Tranvik *et al.*, 2009). Este transporte aporta carbono a los sistemas costeros, los cuales tienen una alta capacidad de secuestro (Smith *et al.*, 2015). El mantenimiento del caudal natural de los ríos es primordial para que este proceso ocurra y se mantenga. Los ríos patagónicos son pieza clave en este proceso debido a que transportan carbono a los fiordos, los que se encuentran entre los ecosistemas costeros con mayor capacidad de secuestro de carbono (Smith *et al.*, 2015). La preservación de los caudales naturales es también prioritaria en los ríos mediterráneos de la zona central con el fin de evitar que se transformen en ríos intermitentes, ya que en esa situación aumenta su emisión de CO<sub>2</sub> a la atmósfera en su fase seca (Raymond *et al.*, 2013). Esto es especialmente importante a partir de la proyección de disminución de los caudales en los ríos mediterráneos de Chile Central en los escenarios climáticos futuros (DGA, 2017), lo cual sugiere que muchos de estos ríos tendrán importantes fases de intermitencia.

Por su parte, los lagos son importantes sumideros de carbono a nivel mundial (Cole *et al.*, 2007). En particular, las pequeñas lagunas contribuyen sustancialmente al presupuesto global de carbono a pesar de su superficie (Holgerson y Raymond, 2016). En el escenario futuro, se espera que los lagos aumenten su estado de trofia debido a los cambios en el uso del suelo y al aumento de temperatura, por lo cual tenderán a experimentar la anoxia hipolimnética. Debido a estos procesos, se espera que aumenten su tasa de secuestro de carbono (Carey *et al.*, 2018; Jenny *et al.*, 2016). Igualmente, se espera que los eventos de floraciones algales tóxicas se hagan más frecuentes con los consecuentes efectos sobre el ecosistema, los usos del agua y la salud de las personas.

Los ecosistemas antes descritos son piezas fundamentales para mitigar el cambio climático. Por lo tanto, es imprescindible implementar formas de conservación, manejo y legislación adecuadas para su preservación. Para llevar a cabo estos procesos es fundamental desarrollar un catastro de humedales a nivel nacional y generar medidas de protección para estos secuestradores de carbono. En la zona centro del país muchas de las áreas urbanas están rodeadas por estos ecosistemas, por lo cual se debe legislar para evitar su urbanización. Igualmente, deben contar con la definición de áreas protegidas de alta prioridad. Por ejemplo, en la actualidad las turberas son manejadas a través de legislación minera, la cual no permite un manejo adecuado para su conservación y continuidad de secuestro de carbono. Una clara propuesta de mitigación es prohibir y sancionar la extracción de turberas, priorizando su conservación como pieza clave en mitigación de cambio climático.

### Embalses

Aunque se espera una acelerada construcción de embalses en las próximas décadas en Chile (Díaz *et al.*, 2019; Habit *et al.*, 2019), su función como posibles secuestradores de carbono es cuestionable. Existen estudios que documentan el secuestro de carbono en embalses en las zonas anóxicas (Mendonça *et al.*, 2017), pero esta capacidad depende de las características del embalse y su ubicación geográfica. En embalses no muy profundos se ha documentado que el aumento de oxígeno en los sedimentos, incluso por períodos muy cortos, puede revertir rápidamente cualquier ganancia en el secuestro experimentado durante la anoxia (Carey *et al.*, 2018). Las medidas de mitigación al cambio climático deben enfocarse en soluciones a largo plazo. Dado que los embalses son ecosistemas construidos de corta vida útil y que generan un sinnúmero de otros impactos negativos sobre los ecosistemas fluviales, no deben ser considerados como opciones de mitigación. En la actualidad no se conocen las tasas de secuestro o emisiones de metano de los embalses existentes en el país. Es urgente que estas variables comiencen a ser monitoreadas en forma sistemática. Los proyectos de nuevos embalses que ingresan al sistema de evaluación ambiental deberían incluir planes de monitoreo obligatorio de su dinámica de carbono a largo plazo. Por último, se recomienda para una gestión sustentable de los diversos tipos de embalses en Chile (por ejemplo, agricultura e hidroeléctricos) estudiar y evaluar su estado de trofia, y el significado de ello para sus respectivos usos y sus interacciones con otros usos del ecosistema acuático, especialmente aquellos que son utilizados para abastecimiento de la población.

## MEDIDAS DE ADAPTACIÓN BASADAS EN ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE

A continuación, se indican las principales medidas de adaptación, las cuales se fundamentan en el concepto de soluciones basadas en la naturaleza. Para cada medida se entrega la evidencia científica que la avala.

### Fortalecimiento de áreas protegidas

El Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad de Chile (MMA, 2014) estableció entre sus lineamientos la necesidad de fortalecer un sistema nacional de áreas protegidas, incluyendo el objetivo de salvaguardar ecosistemas y especies, así como reducir su vulnerabilidad frente a los efectos del cambio climático. En este informe se propone específicamente que la protección de ecosistemas de agua dulce o humedales es prioritaria no solo como medida de adaptación al cambio climático, sino también como medida de mitigación.



#### Información base

- Santuarios de la naturaleza
- Bienes nacionales protegidos
- Sitios prioritarios
- Sitios estrategias regionales
- Sitios Ramsar
- Monumentos naturales
- Parques nacionales
- Reservas nacionales
- Reservas de la biósfera

Figura 12. Sitios Ramsar y otras áreas protegidas de Chile.



La protección hasta ahora es precaria. En Chile, actualmente solo existen 14 sitios designados como Humedales de Importancia Internacional (sitios Ramsar) con una superficie total igual a 362.020 hectáreas. De estos, 6 corresponden a humedales ubicados en zonas de salares, 1 a un complejo de lagunas en la zona norte, 4 a humedales costeros, 1 a un complejo de humedales altoandinos en la zona de Valparaíso, 1 a un humedal fluvial en Valdivia y 1 a una bahía en el extremo sur. Es decir, no existe una representación adecuada ni homogénea de todos los tipos de humedales existentes en el país (Figura 12). Muy pocos otros humedales están en las otras categorías de áreas protegidas (parques nacionales, reservas, etcétera) o en la categoría de sitios prioritarios. El Plan Nacional de Protección de Humedales (MMA, 2018b) solo considera avanzar en la protección de 40 humedales a nivel nacional (250 ha), casi todos de propiedad privada y dentro de los criterios para elegirlos no se considera su rol como secuestradores de carbono. Si bien actualmente se tramita una ley para proteger los humedales (proyecto de ley 11.256-12 de 2017), solo se trata de los humedales «urbanos».

Avanzar en la protección de estos ecosistemas de manera prioritaria como medida de adaptación y mitigación al cambio climático implica importantes desafíos. El primero es que se debe aumentar el conocimiento de su rol como secuestradores de carbono y su adaptabilidad al cambio climático. Esto permitirá clasificar los humedales en categorías de vulnerable, críticos y refugios climáticos, así como priorizar aquellos con mayor capacidad de secuestro de carbono. Para priorizar, es aún necesario generar conocimiento sobre cómo funcionan estos ecosistemas y emplear mecanismos efectivos para su monitoreo. Para ello, deberían priorizarse investigaciones y proyectos en este sentido desde el nivel nacional. Mientras no se cuente con esta información, es aconsejable manejar la incertidumbre protegiendo la mayor proporción de ecosistemas de agua dulce del país.

Por otra parte, la red de humedales a proteger deberá utilizar los criterios de cuenca hidrográfica. Uno de los mayores desafíos para la protección de los ecosistemas de agua dulce es que están embebidos en una matriz terrestre (Flitcroft *et al.*, 2019). Por ello, es bien reconocido a nivel mundial que aun cuando los ecosistemas de agua dulce se encuentren al interior de áreas protegidas, pueden continuar estando comprometidos por amenazas que se encuentren aguas arriba o fuera de los límites del área terrestre protegida (Abell *et al.*, 2017; Bastin *et al.*, 2019). Las áreas protegidas con enfoque terrestre tampoco consideran las necesidades de conectividad hidrológica, biogeoquímica y ecológica que requieren los ecosistemas de agua dulce (Reid *et al.*, 2019). Cuando no sea posible utilizar la cuenca como unidad de protección, esta debe contar con un manejo apropiado para lograr los objetivos de protección del ecosistema de agua dulce (Finlayson *et al.*, 2018). En la legislación chilena no existe gestión integrada de recursos hídricos por cuencas y, además, la gestión del agua se separó de la del suelo, lo que representa severos impedimentos para una correcta protección.

Chile está *ad portas* de la aprobación del proyecto de ley 9.404-12 de 2014, que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas, el cual presenta algunos avances hacia la protección de los ecosistemas de agua dulce. En particular, el artículo 110 establece la «integración de las áreas protegidas», indicando específicamente que «formarán parte de las áreas protegidas las porciones de mar, terrenos de playa, playas de mar, glaciares, embalses, ríos o tramos de estos, lagos, lagunas, estuarios, y otros humedales situados dentro de su perímetro». Este artículo es muy importante, ya que los ecosistemas acuáticos que se encuentren dentro de ecosistemas terrestres protegidos pueden ser objeto de derechos de aprovechamiento de agua para fines extractivos. Además, se propone avanzar en los siguientes instrumentos: i) que se permita solicitar derechos de agua para conservación y que no se deba pagar patente por no uso; ii) que se fije dentro de los usos prioritarios del agua el uso ecosistémico; y iii) que el caudal mínimo ecológico se aplique respecto de todos los derechos de agua, y no solo los nuevos (Delgado, 2019).

También es importante considerar que en el proyecto de ley (párrafo 5 del título 3, «Instrumentos de Conservación de la Biodiversidad») existen «instrumentos para la protección y manejo sustentable de humedales», y se impone al Servicio de Biodiversidad la obligación de llevar un inventario de los humedales del país, establecer criterios para su uso sustentable y otorgar un permiso —fuera de sitios prioritarios— para la alteración física de ellos (artículos 39 al 41). Asociado a los inventarios, se propone que es imprescindible mejorar la representación cartográfica o mapeo de los humedales de Chile. Reid *et al.* (2019b) demostraron para el caso de la Patagonia cómo la incorrecta delimitación de humedales genera errores importantes en el reconocimiento de sus límites adecuados. Asimismo, la variabilidad, la complejidad y el carácter aislado de los ecosistemas fluviales representan un mayor desafío para la conservación de la biodiversidad acuática de agua dulce.

Otra medida de protección se asocia al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, en el cual ya está operando la compensación de biodiversidad —con una aproximación de pérdida neta cero, o incluso con ganancia de biodiversidad— (Servicio de Evaluación Ambiental, 2014). A su vez, la futura ley (artículo 38) crea los «bancos de compensación», que deberán incluir también humedales para compensar pérdidas de



biodiversidad a nivel de genes, especies y ecosistemas de agua dulce (artículo 53). Esto requiere de acciones decididas en cuanto a: i) generar información sobre el funcionamiento de estos ecosistemas con el fin de conocer las equivalencias entre las pérdidas y las áreas a conservar; y ii) contar con una «cartera de humedales» que representen verdaderos bancos de compensación, con baja vulnerabilidad o alta adaptabilidad al cambio climático.

También será importante que a nivel regional se avance en iniciativas que involucren distintos actores locales, como la reciente declaración de los humedales Paicavi-Tucapel Bajo y Rocuant Andalién como parte del listado de «Sitios prioritarios para la Conservación en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental» en la región del Biobío, iniciativa que fue posible debido a la constitución de la Mesa de Humedales en octubre del 2016 por parte de las municipalidades de Concepción, Coronel, Hualpén, Lota, Penco, San Pedro de la Paz, Talcahuano y Tomé en la región del Biobío. Esta iniciativa debería replicarse en todas las regiones.

Finalmente, se deben incentivar las actividades de conservación que se desarrollan en terrenos privados que no son áreas protegidas. Se deben diseñar acciones e incentivos para los propietarios, que les permitan mantener y restaurar hábitats críticos que conecten áreas de protección o que mantengan servicios ambientales. Por ejemplo, una mayor cobertura de bosque nativo en cuencas del sur se asocia a mejor calidad del agua por menor contenido de sedimentos y mayor diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Fierro *et al.*, 2017). Pero las bonificaciones de la ley de bosque nativo son insuficientes, pues las actividades bonificables no incluyen conservación ni restauración; y los montos del incentivo son menores.

En el mismo sentido, se debería reformar la legislación tributaria para incentivar «donaciones verdes». Esta es la propuesta de Delgado, Farías, Stehr y Habit de la Universidad de Concepción, inspiradas en el principio de «quien conserva, se beneficia» o «quien conserva, cobra» (Valdivia, 2019). Las donaciones verdes permitirán que cualquier persona interesada en financiar proyectos para proteger, conservar, preservar o restaurar ecosistemas podrá beneficiarse tributariamente, como ocurre con las llamadas «donaciones culturales» o las asociadas a la educación y al deporte. Para ello, se debe cambiar la regulación actual, ya que en este momento la protección ambiental no está dentro de los «objetos» de donación, de manera que si una persona natural decide donar a fines «verdes», debe tributar hasta el 25% del monto en impuesto a las herencias y donaciones, y en caso de que se trate de una persona jurídica, su aporte deberá tributar con una tasa de 40%. Por tanto, el monto invertido se considerará «gasto rechazado» y se le considerará como si fuera un retiro de utilidades. Dicha reforma deberá considerar como beneficiarios de estas donaciones no solo a las universidades y centros de investigación, sino también a las organizaciones de la sociedad civil. Si se avanza hacia las donaciones verdes, aumentarán en número y eficiencia. Además, se aumentará significativamente la mitigación y adaptación al cambio climático.

### **Fortalecimiento de evaluación y monitoreo**

El Estado de Chile comprometió en su Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad de 2014 una red nacional de monitoreo de la biodiversidad e identificar los humedales a nivel de cuencas, microcuencas o subcuencas como indicadores de la salud ambiental de los ecosistemas acuáticos continentales. Estos mecanismos de monitoreo deben ser utilizados para integrar la información en las políticas públicas con el fin de priorizar los humedales captadores de carbono en las categorías vulnerables, críticos y refugios climáticos.

Coincidimos con Escenarios Hídricos 2030 (Fundación Chile, 2019) en que el sistema nacional de monitoreo requiere de un importante esfuerzo de integración y coordinación de las actividades que hacen los distintos actores, y que este monitoreo debe ser participativo. El monitoreo participativo es el registro sistemático y análisis periódico de información, basado en observaciones y mediciones que han sido registradas por personas de la sociedad civil sin tener previo conocimiento científico o ser especialistas. Es importante involucrar a la ciudadanía en la generación de conocimiento, ya que ello la compromete con su entorno y, además, es la manera de obtener conocimiento local. Así, por ejemplo, recientemente se logró describir los pulsos de materia orgánica de un río intermitente de la región del Biobío gracias al apoyo de ciencia ciudadana (Brintrup *et al.*, 2019). Otro ejemplo es el trabajo desarrollado por Rech *et al.* (2015), quienes describieron la cantidad y composición de plásticos en los ríos Elqui, Maipo, Maule y Biobío ayudados por voluntarios, en su mayoría escolares, quienes actuaban como científicos ciudadanos.

Es indispensable que la información que se genere sobre biodiversidad en Chile sea confiable. Para ello, es necesario que se exija la responsabilidad de las personas que desarrollan las líneas de bases con las cuales se toman decisiones en el país a través del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA). Esta responsabilidad puede ser exigida a través de una firma que asegure que tanto la consultora responsable como los titulares de proyectos asumen responsabilidad legal por la información entregada. Hoy se está discutiendo en el Congreso Nacional una «ley de delitos ambientales por falta de información», en la cual se incluye este



ítem. Alternativamente, los consultores que generen los estudios podrían no depender en forma directa de los titulares. Del mismo modo, debe existir una responsabilidad por parte de los evaluadores con el fin de que cautelen la rigurosidad de la información que ingresa al SEIA, asegurando que sus diseños de muestreo permiten efectivamente identificar, predecir y valorar de manera adecuada los impactos ambientales sobre los ecosistemas de agua dulce. El SEIA ha sido muy deficiente, por ejemplo, en la generación de información adecuada para peces de agua dulce (Lacy, Meza y Marquet, 2017). Resulta necesario validar, organizar y mantener actualizada la enorme cantidad de información que se genera a través del SEIA, tanto por medio de las líneas de base como de los programas de seguimiento de las RCA.

Una manera de cautelar y validar la información generada por entidades no científicas es mediante la exigencia de depositar ejemplares recolectados en colecciones científicas del país. Dichas colecciones son el reservorio de la biota científicamente validada y, por lo tanto, permiten reconocer y proteger el patrimonio natural de una nación. La colecta científica es el primer paso para formar un correcto inventario de la biodiversidad (Rau, 2005), y Chile aún está atrasado en la elaboración de sus inventarios de biota de ecosistemas de agua dulce. Por ello, se propone que se debería contar con política pública dirigida a completar inventarios, lo cual debiese tener un financiamiento asociado que se otorgue a través de la priorización de esta línea de investigación.

Igualmente, las normas de calidad secundaria del agua son otro instrumento de gestión ambiental que debiese contar con monitoreo biológico obligatorio. En Chile se han propuesto diversos índices bióticos y especies bioindicadoras basados en conocimiento científico para evaluar la calidad del agua (por ejemplo, Alvial *et al.*, 2012; Debels *et al.*, 2005; Fierro *et al.*, 2017, 2018; Figueroa *et al.*, 2007).

Un tipo de biomonitoreo que puede aumentar la velocidad de adquisición de información es el análisis de ADN ambiental (e-DNA, por sus siglas en inglés) (Reid *et al.*, 2019). La secuenciación de e-DNA permitirá extender el número de taxones que pueden ser utilizados como bioindicadores, por lo que se debe avanzar en procedimientos hacia su estandarización y análisis (Pawlowski *et al.*, 2018).

### Reducción del estrés no climático

Si bien las emisiones de gases de efecto invernadero son los vectores más prominentes del cambio climático, se debe reconocer la naturaleza sistémica y multivariada del cambio global (Marquet *et al.*, 2010). Por ello, las medidas de mitigación al cambio climático deben estar acompañadas de medidas que permitan reducir los estresores no climáticos, los cuales actúan de manera conjunta y sinérgica con los efectos directos del cambio climático. Entre los estresores no climáticos de mayor relevancia para los ecosistemas de agua dulce se encuentran el cambio del uso del suelo, las especies exóticas invasoras, fragmentación de ríos, regulación de caudal y contaminación (Dudgeon *et al.*, 2006). En general, la mantención de la integridad de las cuencas hidrográficas, del régimen de caudal natural, de las dimensiones espaciales y temporales de conectividad, y la biodiversidad nativa permitirá mantener la resiliencia de los ecosistemas de agua dulce para continuar sustentando a la sociedad humana.

Las medidas propuestas y su sustento científico para ecosistemas de agua dulce de Chile son las siguientes:

### Minimización del cambio del uso del suelo

Dado que los ecosistemas de agua dulce están íntimamente relacionados con su cuenca hidrográfica, los cambios del uso del suelo tienen un efecto sinérgico y negativo sobre la respuesta adaptativa de las especies acuáticas al cambio climático. El cambio del uso del suelo promueve épocas prolongadas de bajos caudales, concentración de contaminantes, acumulación de detritus, aumento de la temperatura del agua y reducción del oxígeno disuelto, todo lo cual conlleva a la extirpación de especies sensibles, generalmente nativas (Cooper *et al.*, 2013).

En Chile se ha demostrado que los ríos cuyas cuencas presentan plantaciones forestales o agricultura alcanzan concentraciones mayores de nutrientes, conductividad y sólidos suspendidos, lo que lleva a una consecuente disminución significativa de la diversidad de macroinvertebrados bentónicos, principalmente del grupo de los insectos (Fierro *et al.*, 2017). De igual forma, el uso del suelo agrícola y urbano en cuencas hidrográficas de la ecorregión mediterránea de Chile se ha correlacionado en forma directa con una mayor dominancia de especies exóticas invasoras de peces de aguas cálidas (por ejemplo, *Gambusia*) (Fierro *et al.* 2019b). El uso del suelo agrícola y urbano ha generado un aumento dramático del contenido de nitrógeno y fósforo en las aguas a nivel mundial, lo que produce eutrofización e incremento de floraciones de algas tóxicas (Wurtsbaugh, Paerl y Dodds, 2019). En Chile, la eutrofización de lagos de la zona central y sur del país se asocia directamente a la deforestación y aumento de zonas urbanas en sus cuencas (Pizarro *et al.*, 2016). En el sur, el efecto combinado de los cambios del uso del suelo con la producción de salmones en jaulas en el



mismo cuerpo de agua ha generado el incremento sinérgico del nitrógeno en los sedimentos (León-Muñoz et al., 2013). Consistentemente, la presencia de especies de cianobacterias de los géneros *Microcystis* y *Dolichospermum*, así como de sus toxinas (microcistinas), ya ha sido reportada en lagos oligotróficos norpatagónicos (Nimptsch et al., 2016). La dominancia de cianobacterias como *M. aeruginosa* y dinoflagelados generadores de ictiotoxinas como *Naiadinium polonicum* (Ascencio et al., 2018) aumentan con el incremento de la temperatura, lo que produce *blooms* tóxicos que generan la mortalidad masiva de peces y riesgos a la salud humana (Almanza et al., 2016; Ascencio et al., 2018).

El cambio del uso del suelo no solo desencadena esta serie de efectos en los ecosistemas de agua dulce, sino que también genera su pérdida directa. Así, por ejemplo, el 55% de la urbanización de la zona de Concepción entre 1975 y 2000 se hizo a expensas de la pérdida del 23% de los humedales presentes (Pauchard et al., 2006). De esta manera, el cambio del uso del suelo debe ser minimizado en cuencas hidrográficas lacustres, fluviales y de humedales, manteniendo, al menos, franjas de corredores ribereños o zonas litorales con usos del suelo natural, lo cual depende de la zona geográfica del país.

### **Erradicación, control y minimización del riesgo de ingreso y dispersión de EEI**

Las especies exóticas invasoras (EEI) en ecosistemas de agua dulce de Chile son numerosas y diversas, incluyendo microalgas, macrófitos, peces, anfibios y mamíferos. Todas ellas generan múltiples efectos negativos a la biodiversidad nativa, lo cual tendrá efectos sinérgicos negativos con el cambio climático.

La diatomea invasora didymo (*Didymosphenia geminata*) causa alteraciones significativas en el hábitat bentónico de los ríos donde florece. La primera floración de didymo en Chile fue descrita en el año 2010 en el río Espolón (Patagonia) y se ha expandido rápidamente por más de 3.000 km, hasta estar en la actualidad presente entre los 37°18S y 54°30S (Basualto et al., 2016; Jaramillo et al., 2015; Rivera, Basualto y Cruces, 2013; Salvo Pereira y Oyanedel Pérez, 2019). Las principales causas que explican la invasión de didymo son variables climáticas y concentración de fósforo (Montecino et al., 2016). Estas floraciones de «moco de agua» generan numerosos impactos negativos como alterar las redes tróficas, afectando el turismo y originando cambios significativos en las comunidades fitobentónicas con un aumento de la homogenización de comunidades de diatomeas (Figueroa et al., 2018; Salvo Pereira y Oyanedel Pérez, 2019).

Igualmente, la presencia de 29 especies introducidas de peces ha significado la homogenización de la ictiofauna a lo largo del país (Rojas et al., 2019; Vargas, Arismendi y Gómez-Uchida, 2015). Actualmente, la trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*), la trucha marrón (*Salmo trutta*), la carpa común (*Cyprinus carpio*) y el pez mosquito (*Gambusia holbrooki*) se encuentran prácticamente en todo Chile. La mayor invasión en los ecosistemas de agua dulce de Chile corresponde a la de salmónidos, introducidos en Chile desde fines de 1800 para la acuicultura y pesca recreativa (Basualto, 2003). Los salmónidos generan múltiples impactos negativos: reducen las abundancias y subsecuentemente la diversidad genética de especies de peces nativos (Vera-Escalona, Habit y Ruzzante, 2019); reducen las tasas de crecimiento individual de peces nativos a través de competencia (Correa, Bravo y Hendry, 2012; Ortiz-Sandoval et al., 2017); reducen la abundancia de macroinvertebrados bentónicos y peces nativos a través de depredación (Elgueta et al., 2012; Habit et al., 2010; Soto et al., 2006); y generan cambios significativos en las cadenas tróficas por aumento de las tasas de depredación o por el aporte de nutrientes marinos a las cuencas (Arismendi y Soto, 2012; Soto et al., 2007). La principal amenaza a los ecosistemas de agua dulce de la Patagonia son los salmónidos, con efectos mayores en ríos que en lagos (Habit et al., 2010, 2015). En estos últimos, la invasión está significativamente determinada por la conectividad del sistema (Correa y Hendry, 2012; Habit et al., 2012). Como resultado, existen sistemas lacustres de bajo orden y de baja o nula conectividad natural superficial que constituyen refugios naturales para ecosistemas y peces nativos, los que deben ser considerados como prioritarios para su conservación.

A diferencia de los peces, existe solo una especie de anfibio introducido en Chile, la rana de garras africana (*Xenopus laevis*), reportada desde la década de 1970 (Lobos y Measey, 2002; Soto-Azat et al., 2016) y establecida entre los ríos Copiapó y Mataquito (Mora et al., 2019). Esta especie ha invadido principalmente a través de canales de riego y se espera que siga incrementando su expansión tanto hacia el norte como hacia el sur, a pesar de su baja diversidad genética en Chile (Lobos et al., 2013, 2014). Se desconoce el tipo de interacción ecológica que establece con anfibios nativos (Lobos y Jaksic, 2005), pero ha sido descrita como reservorio del virus *Ranavirus* en Chile, el cual causa una de las enfermedades infecciosas emergentes en anfibios (Soto-Azat et al., 2016). Igualmente, ha sido descrita como extremadamente difícil de erradicar (Mora et al., 2019).

Por último, las tres especies de mamíferos acuáticos introducidos en el país sinergizan entre ellos su invasión, dado que las modificaciones que genera el castor (*Castor canadensis*) en el paisaje facilitan la invasión de la rata almizclera (*Ondatra zibethicus*), cuyas poblaciones sostienen la invasión de visones (*Neovison*



vison) (Crego, Jiménez y Rozzi, 2016). Esta última especie genera fuertes efectos negativos, ya que depreda directamente sobre diversas especies de fauna nativa acuática y terrestre (Valenzuela *et al.*, 2013). Además, la falta de depredadores naturales de visones en Chile parece explicar el incremento significativo de su rango distribucional hacia el norte —que llega actualmente hasta la cuenca del río Toltén—, así como un potencial incremento de su nicho ecológico (Crego, Jiménez y Rozzi, 2018). En resumen, toda la evidencia científica demuestra efectos graves de la EEI de ecosistemas de agua dulce, por lo que su control como estrés no climático es fundamental.

### Reducción de la fragmentación física de ecosistemas fluviales

Los ríos están entre los ecosistemas más productivos y biodiversos del planeta (Poff, 2019) y su fragmentación es una de las principales amenazas a su conservación. A nivel mundial, solo el 37% de los grandes ríos se mantienen libres de barreras (Grill *et al.*, 2019). La pérdida de conectividad o fragmentación altera el funcionamiento ecosistémico de los ríos y su productividad, lo cual los hace menos resilientes a otros estresores como el cambio climático (Habit *et al.*, 2018). El establecimiento de barreras en los ríos interrumpe el flujo de agua, sedimentos y organismos en ambos sentidos de la corriente. Por el contrario, la mantención de ríos altamente conectados tiene efectos sinérgicos positivos en lograr la mantención de procesos biológicos y químicos complejos que ayudan a remover contaminantes y nutrientes aportados por otras actividades humanas (Poff, 2019).

En Chile, los ríos andinos desde el río Copiapó al río Imperial se encuentran severamente fragmentados. Más aún, se espera que esta tendencia aumente en forma significativa hacia el año 2050, sobre todo debido al incentivo de construcción de embalses y centrales generadoras de menos de 20 MW (energías renovables no convencionales) (Díaz *et al.*, 2019). La mayor fragmentación futura se espera en ríos de bajo orden, debido al establecimiento de pequeñas centrales hidroeléctricas (Díaz *et al.*, 2019). Sin embargo, la protección de tales sistemas fluviales de cabecera son importantes a nivel de la cuenca hidrográfica para resguardar la calidad del agua, evitar la erosión y mantener conexiones fuertes entre ecosistemas terrestres y acuáticos (Reid *et al.*, 2019). Adicionalmente, la misma zona mediterránea donde se encuentra la mayor proporción de barreras actuales y futuras contiene solo el 0,3% de la superficie de áreas protegidas (Figuroa *et al.*, 2013).

La fragmentación de ríos también tiene efectos directos sobre la biodiversidad genética y específica de la biota acuática. Por ejemplo, la construcción de represas en el río Puelo llevaría a una rápida reducción del número de alelos y a una extirpación de la población de puye grande (*Galaxias platei*) entre 50 y 80 años después de su construcción (Vera-Escalona *et al.*, 2018). Un efecto más evidente e inmediato es la pérdida de especies migratorias como la lamprea *Geotria australis* y el puye chico (*Galaxias maculatus*) en cuencas altamente fragmentadas (Díaz *et al.*, 2019). Lo mismo puede ocurrir con otras especies migratorias de las que se tiene menor información, como las especies del género *Aplochiton* (Alò *et al.*, 2019). Por lo tanto, la reducción de la fragmentación física de ríos es una medida de adaptación prioritaria para reducir el estrés no climático en todos los niveles de la biodiversidad de agua dulce.

### Reducción de la regulación de caudales

En conjunto con la fragmentación de ríos, la regulación de caudales o alteración del régimen natural de caudales de los ecosistemas fluviales se encuentran entre las principales amenazas a su conservación (Grill *et al.*, 2019). El régimen hidrológico es la distribución del caudal de un río a lo largo del año en magnitud, frecuencia, duración, ritmo y tasa de cambio, lo cual modela la geomorfología fluvial, incluyendo las riberas y formas del valle (Poff *et al.*, 1997). La biota acuática presenta adaptaciones para sobrevivir y reproducirse bajo cierto tipo de régimen de caudal natural (Bunn y Arthington, 2002), por lo que su alteración produce efectos a distintas escalas espaciales y temporales, así como a los distintos niveles de la biodiversidad (Rolls *et al.*, 2017). Se espera que el incremento en temperatura atmosférica debido al cambio climático, así como los cambios en los patrones de precipitación, generen fuertes alteraciones en las características de los ecosistemas lóticos, incluyendo aumentos de temperatura del agua y cambios en el régimen de caudal (Knouft y Ficklin, 2017).

Por ello, la reducción de modificaciones no climáticas del régimen es urgente. Entre las acciones antrópicas que generan mayor alteración se encuentran la extracción de agua, operación de centrales hidroeléctricas, embalses, cambios en el uso del suelo, urbanización y canalización de ríos. En Chile, García *et al.* (2011) demostraron cómo la variabilidad intradiaria de los caudales del río Biobío a 100 km aguas abajo de la represa Pangue genera cambios intradiarios significativos en la disponibilidad y distribución de los hábitats para las especies nativas de peces. Tales fluctuaciones, originadas en la operación de punta (*hydropeaking*) de las centrales Ralco y Pangue, representan cambios similares a tener una época de alto y bajo caudal cada día, lo cual se ha traducido en cambios a nivel comunitario, con pérdida local de especies sensibles (Habit *et al.*,



2006). Las fluctuaciones intradiarias de caudal ocurridas aguas abajo de la central que las genera tienen además otras consecuencias físicas, como una intensa contaminación térmica aguas abajo de la represa producida por cambios de temperatura al interior del embalse (por ejemplo, en el embalse Rapel) (Carpentier *et al.*, 2017). Actualmente, existen alternativas operacionales y tecnológicas que podrían ser implementadas para minimizar los efectos del *hydropeaking* a costos razonables (Anindito *et al.*, 2019). Su implementación es urgente, cada vez que el mayor aporte de energías renovables intermitentes a la matriz energética como la solar y eólica se traducirá en un mayor uso de los embalses como acumuladores (baterías). Este uso de energías limpias tendrá como impacto negativo indirecto un aumento de las fluctuaciones de caudal aguas abajo de los ríos con centrales hidroeléctricas, cuyos embalses permitan generar en horarios en que las energías intermitentes no lo hacen.

### Reducción de la contaminación

Si bien es cierto que en Chile se ha avanzado en regulación para evitar o minimizar la contaminación de las aguas superficiales, aún queda mucho camino por recorrer. La contaminación difusa y puntual del agua superficial y subterránea tiene múltiples orígenes y genera una enorme diversidad de efectos sobre la biodiversidad. Por ejemplo, en Chile han sido demostrados efectos genotóxicos (Gaete Olivares *et al.*, 2014), bioacumulación de metales pesados (Copaja *et al.*, 2016a, 2016b) y efectos estrogénicos en peces (Bahamonde *et al.*, 2019; Chiang *et al.*, 2011, 2015; Orrego *et al.*, 2005, 2006, 2009, 2010). La reducción y modificación del caudal puede tener grave impacto a este nivel al disminuir la capacidad de dilución y metabolización de estos compuestos en los cuerpos de agua continentales. Un desafío en Chile sigue siendo el abatimiento y regulación de contaminantes emergentes, como los derivados del uso de fármacos o sustancias domésticas como la cafeína. Del mismo modo, el manejo y abatimiento de la resistencia a antibióticos que suelen concentrarse aguas abajo de las plantas de aguas servidas es un desafío mayor a la reducción de la contaminación de las aguas en el país.

Una medida particular de mitigación al incremento de sedimentos ricos en materia orgánica producida por la actividad de salmonicultura en lagos oligotróficos del sur de Chile fue propuesta por Soto y Jara (2007). Estos autores comprobaron que los bivalvos nativos *Diplodon chilensis* reducen la clorofila A, fósforo, fosfatos y amonio en el agua a través de filtración. De igual manera, los desplazamientos de *D. chilensis* en el fondo generan una bioperturbación que oxigena los sedimentos, lo que crea una mayor heterogeneidad que permite la existencia de otros invertebrados, como esponjas. Si a ello se suman arrecifes artificiales, se logra la colonización de estos fondos por los decápodos *Aegla* sp y *Samastacus spinifrons*. Tanto los crustáceos como peces que se acercan a las balsas jaulas se alimentan del bivalvo, lo que permite una remoción de nutrientes desde los sedimentos. Cuando los peces son capturados por pescadores deportivos, esta biomasa finalmente se retira del lago. Esta medida de mitigación basada en la naturaleza requiere la reducción del uso de productos químicos en el cultivo de salmones para evitar su bioacumulación en los bivalvos (Soto y Jara, 2007).

# Recomendaciones de políticas públicas

Considerando todo lo expuesto para los ecosistemas de agua dulce, el mecanismo de implementación más apropiado por ahora es la creación y fortalecimiento de capacidades que aceleren la curva de aprendizaje y faciliten la acción climática, promoviendo la investigación científica y la educación de la ciudadanía en relación al cambio climático.

En términos de investigación científica, consideramos necesario que se impulse investigación que permita completar los inventarios de biodiversidad de agua dulce, identificar los principales procesos que sustentan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, así como los mecanismos de adaptación de la biodiversidad al cambio climático. Para ello, se propone la creación de un fondo de investigación específico para estos fines, el cual puede ser público, privado o mixto. En cualquier caso, si tiene aportes privados, sugerimos que estos tengan una gestión independiente de quienes los otorgan.

En cuanto a la educación, se considera relevante continuar con la integración de contenidos sobre cambio climático y biodiversidad en el currículo de educación parvularia, básica, media y superior. Además, se considera importante emprender acciones tendientes a mejorar el comportamiento de la población mediante educación formal e informal, e informar sobre el papel que le corresponde a cada uno en su rol de ciudadano.

Sin duda, para una adecuada protección de la biodiversidad y ecosistemas acuáticos, es importante contar con modelos de gestión y gobernanza adecuados, los cuales se discuten a continuación.

En materia de gobernanza, es importante destacar que las reglas en Chile son distintas según se revisen las normas ambientales o del código de aguas, lo cual dificulta la toma de decisiones. Así, por ejemplo, la gobernanza «ambiental» —aplicable a la biodiversidad— debe ser «participativa» e «informada», como se acordó en la Cumbre de la Tierra en el año 1992 y se consagró en la Ley 19.300. En cambio, en el derecho de aguas, las decisiones de uso que afectan directamente a los ecosistemas acuáticos se toman solo con la participación de los titulares de los derechos (Delgado y Reicher, 2017), ya que en Chile el agua, como recurso hídrico, la manejan los privados dueños de los derechos de aprovechamiento. Esto es un verdadero impedimento para avanzar en la gestión integrada del agua en Chile, que es un modelo que supone la participación de todos los interesados (Delgado, 2019). Respecto de la gobernanza de la biodiversidad en un contexto de cambio climático, se proponen como pilares que debe ser participativa, considerar la opinión de expertos y el conocimiento ciudadano, dar reglas especiales para los grupos vulnerables y, además, ser «adaptativa», esto es, que permita que las decisiones se puedan ir ajustando a los cambios que se experimenten.

La gestión de la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce debe focalizarse en las principales amenazas a la que está expuesta, sean de índole climáticas como no climáticas. Dudgeon *et al.* (2006) identificaron la degradación de hábitats, sobreexplotación e invasión de especies como los estresores más persistentes y generalizados sobre la biodiversidad de agua dulce a nivel mundial; todos ellos con potenciales efectos socioeconómicos que afectan tanto la salud como el bienestar humano. Recientemente, Reid *et al.* (2019a) reconocen la persistencia de esos mismos estresores, pero además suman doce nuevas presiones emergentes: i) cambio climático; ii) comercio ilegal e invasiones; iii) enfermedades infecciosas; iv) floraciones algales tóxicas; v) expansión de hidroelectricidad; vi) contaminantes emergentes; vii) nanomateriales usados en ingeniería; viii) contaminación por microplásticos; ix) contaminación por luz y ruido; x) salinización; xi) disminución de calcio; y xii) estresores acumulativos.



De esta manera, y como ocurre también a nivel mundial, la gestión de la biodiversidad debe enfrentar esta nueva realidad. Para avanzar en la conservación de la biodiversidad de agua dulce y de los servicios ecosistémicos que esta brinda, es necesario cambiar el paradigma actual de gestión de ríos en Chile por medio de un enfoque hidromorfológico (Andreoli *et al.*, 2012). Es decir, aplicar el principio de mantener el funcionamiento de los ríos dentro de ciertos rangos de naturalidad de sus variables físicas rectoras (hidrología y geomorfología). Muchas de las principales medidas de gestión necesarias para hacer este cambio de paradigma (enfoque hidromorfológico) ya han sido propuestas en diversos documentos nacionales, pero no han sido llevadas a cabo. A continuación, se presentan las que debieran ser implementadas en Chile con mayor urgencia. En algunos casos se trata de mejoras en la forma o enfoque en que actualmente se gestiona el agua y la biodiversidad de ecosistemas acuáticos, pero en otros estas medidas implican reformas a la legislación.

Primero, en el Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad (MMA, 2014) el Estado ha comprometido varias medidas que deberían implementarse en calidad de prioritarias:

- › Valorización e inclusión de los objetivos de biodiversidad en los Planes Regionales de Ordenamiento Territorial (PROT) en el contexto de la adaptación al cambio climático (Ficha 22).
- › Consideración de la biodiversidad en la planificación territorial en el contexto de la adaptación al cambio climático (Ficha 23).
- › Fomento de infraestructura verde en áreas urbanas y periurbanas como mecanismo de adaptación al cambio climático y bienestar social (Ficha 24).
- › Conservación de humedales de turberas (Ficha 31).
- › Disponer de un mecanismo para el establecimiento de caudales ecológicos en los ríos y esteros de Chile ajustando los derechos constituidos a las nuevas disponibilidades de caudal y a los requerimientos para el mantenimiento o la recuperación de la biodiversidad, particularmente en zonas de gran valor ambiental con proyecto piloto en la cuenca del Biobío (Ficha 35).

En todas estas medidas, el Plan estima que no es necesario hacer una reforma legal, sino que solo se trata de cambios en la gestión, designando responsables e incluso proyectos pilotos. Se requiere que el Ministerio del Medio Ambiente presente una actualización del estado de estas medidas.

Del mismo modo, se destacan como prioritarias las propuestas de gestión que ha sintetizado Escenarios Hídricos 2030 (Fundación Chile, 2019):

- › Plan nacional de recursos hídricos y estructura institucional para su aplicación efectiva (Ficha 1): Urgencia de contar con un plan nacional que ordene las iniciativas existentes y las priorice con un enfoque integrador y en una perspectiva de largo plazo.
- › Planes de Gestión Integrada de Recursos Hídricos a Nivel de Cuenca y Organismos de Cuenca Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) (Ficha 2): Se trata de soluciones que deben ser evaluadas en la perspectiva de hacer una gestión integrada de los recursos hídricos en la cuenca. Esta medida se discute en el Congreso Nacional, pues el Gobierno presentó en enero y julio de 2019 indicaciones al proyecto de reforma al Código de Aguas, en el que propone hacer 101 planes de cuenca en diez años. No se menciona si esta gestión es «integrada» o no.
- › Ordenamiento territorial para una mejor gestión hídrica (Ficha 5): Hacer un diagnóstico detallado de la relación entre la gestión del agua y el ordenamiento territorial, incluyendo una evaluación de las implicancias de la situación actual en los problemas hídricos existentes. Esta medida ya está en parte considerada en el Plan de adaptación del Ministerio del Medio Ambiente.

Escenarios Hídricos 2030 (Fundación Chile, 2019) también considera que se deberían estudiar los aspectos legales, normativos e institucionales que necesitan ser corregidos para incorporar la temática hídrica en las decisiones sobre el uso del territorio. De estos, se destacan y comentan:

- › Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) (Ficha 1). Esta medida también se discute en el Congreso Nacional a través de un proyecto de ley presentado por parlamentarios, que incorpora en el Código de Aguas la gestión integrada de cuencas a cargo de organismos que se llamarían «federaciones de juntas de vigilancia». Sin embargo, el Banco Mundial (2011) ya había sugerido a Chile avanzar en gestión integrada fortaleciendo las mesas del agua y las actuales organizaciones de usuarios (que es lo que hace el proyecto de ley) o mediante los Organismos de Cuenca, que es la mejor alternativa a la luz de la experiencia internacional. Esta mesa también aconseja implementar esta última alternativa.
- › Mejoramiento del caudal ecológico como instrumento de gestión (Ficha 4): Actualmente en el Código de Aguas solo existe el caudal mínimo ecológico aplicable a los derechos de aprovechamiento que se constituyan en el futuro —pero que no se aplica a los derechos ya constituidos—.



Esta materia debería reformarse en el Código de Aguas. Por otra parte, en el SEIA, la autoridad exige a ciertos proyectos caudales ambientales más exigentes que el caudal mínimo ecológico del Código de Aguas.

- › Reservas y áreas de protección de recursos hídricos (Ficha 3): Las reservas de aguas o áreas de protección hídrica son instrumentos jurídicos recomendados para incorporarlos en el marco normativo-institucional para proteger las fuentes de aguas superficiales y subterráneas, a nivel de cuenca o demarcaciones hidrográficas. Con ello, es posible garantizar la cantidad de agua necesaria para el desarrollo, la provisión de servicios ecosistémicos y la capacidad de adaptación al cambio climático. En Chile, ni siquiera existen áreas de protección para las captaciones de agua potable. Solo se considera en el Código de Aguas un radio de protección de 200 m, que impide extraer agua (Delgado, Arumi y Richter, 2017a, 2017b)

Por último, la Agencia de Sustentabilidad y Cambio Climático (2018) ha propuesto áreas, acciones y medidas con potencial para un trabajo público-privado en relación con cuencas y recursos hídricos que tendrían un directo beneficio en la conservación de la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce. De ellas se comparten como prioritarias las siguientes:

- › Articulación de instituciones de fomento público privado para diseñar esquemas de financiamiento y fortalecer una gestión de cuencas que sea sostenible en el tiempo.
- › Proporcionar apoyo a los organismos públicos para la implementación de las iniciativas que tienen en curso, ya sea mediante un rol de certificación o aplicando modelos de gestión en las cuencas que son abordadas por estas iniciativas.
- › Impulsar cambios sustantivos en tecnologías de eficiencia de agua en los pequeños productores.
- › Propiciar una gestión coordinada de los usos del agua, articulando a los distintos actores de un territorio, para abordar la problemática del cambio climático y contribuir a la sustentabilidad del recurso hídrico.
- › Promover la integración del uso de suelos y la protección de cuencas con vegetación nativa en los acuerdos de gestión de cuencas como elementos clave que generan impactos sobre el recurso hídrico.
- › Articular la institucionalidad pública del agua y su vínculo con el sector privado en territorios específicos. Coordinar actores del sector público, como DGA, Dirección de Obras Hidráulicas (DOH), Comisión Nacional de Riego (CNR) y otros servicios relevantes para encontrar los objetivos comunes que deben ser abordados, y converger hacia las soluciones apropiadas en la gestión de cuencas y de los recursos hídricos evitando duplicidad de esfuerzos.
- › Poner a disposición guías o herramientas para impulsar acuerdos de gestión integrada de cuencas.

Finalmente, y más allá de la necesaria gestión integrada de cuencas hidrográficas y todas las medidas enunciadas anteriormente, Chile debe explorar el creciente movimiento internacional que busca otorgar personalidad jurídica a los ríos con el fin de justificar y facilitar su conservación y gestión óptima (Brierley *et al.*, 2018; Macpherson y O'Donnell, 2017; Sanders, 2018; Vidal Parra, 2019). Este movimiento se aleja de una concepción antropocéntrica del derecho y se dirige hacia una perspectiva ecocéntrica para la gestión de recursos. La concesión de personalidad jurídica es la herramienta más novedosa que se ha utilizado para reconocer y proteger los derechos de la naturaleza en los ríos, es decir, que los ríos son sujetos de derechos consagrados legalmente y tienen la capacidad necesaria para demandar y ser demandados, celebrar contratos y retener propiedad a nombre propio (Macpherson y O'Donnell, 2017). Esto ocurrió en Nueva Zelanda, donde el Parlamento reconoció que el río Whanganui es una persona jurídica con todos los derechos, facultades, deberes y responsabilidades. Luego, Brierley *et al.* (2018) propusieron siete «derechos» hidromorfológicos del río que permitirían mantener su integridad. De esa manera, se proponen nuevas medidas de gobernanza basadas en conocimiento científico y que priorizan el reconocimiento de los ecosistemas de agua dulce como sistemas socioecológicos (Dunham *et al.*, 2018).

El otorgamiento de personalidad jurídica a ríos tiene íntima relación con la necesidad de incorporar el conocimiento local y de los pueblos originarios a la gestión de estos ecosistemas, lo cual debe ser de base local. Las comunidades locales y pueblos originarios valoran los servicios ecosistémicos que les brindan los humedales y mantienen una memoria colectiva sobre su funcionamiento (Babidge, 2016; Rojas *et al.*, 2017). Mientras más bajen las decisiones a nivel local, con participación de las personas, será más posible que se concreten y mantengan en el tiempo.



## Conclusiones

La protección y restauración de los ecosistemas de agua dulce aporta al secuestro de carbono y reduce las emisiones de metano. Por ello, basado en la evidencia científica existente en el país y a nivel mundial, en este informe se proponen medidas de conservación y restauración; medidas asociadas a caudales ecológicos; medidas asociadas a los derechos de aprovechamiento de agua; medidas de gestión y asociadas al SEIA; medidas asociadas a la información y monitoreo, y medidas de reducción del estrés no climático y de gobernanza.

## REFERENCIAS

- Abell, R., B. Lehner, M. Thieme y S. Linke (2017). «Looking Beyond the Fenceline: Assessing Protection Gaps for the World's Rivers». *Conservation Letters* 10(4): 383-393.
- Agencia de Sustentabilidad y Cambio Climático (2018). *Recomendaciones para una agenda de trabajo pública privada*. Santiago: Agencia de Sustentabilidad y Cambio Climático.
- Aguayo, P., P. González, V. Campos, T. L. Maugeri, M. Papale, C. Gugliandolo y M. A. Martínez (2017). «Comparison of Prokaryotic diversity in Cold, Oligotrophic Remote Lakes of Chilean Patagonia». *Current Microbiology* 74(5): 598-613.
- Alaniz, A. J., M. A. Carvajal, I. Núñez-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): 1-4.
- Almanza, V., O. Parra, C. E. De Carlos Bicudo, C. Baeza, J. Beltran, R. Figueroa y R. Urrutia (2016). «Occurrence of Toxic Blooms of *Microcystis aeruginosa* in a Central Chilean (36° Lat. S) Urban Lake». *Revista Chilena de Historia Natural* 89: 1-12.
- Alò, D., C. Correa, C. Arias y L. Cárdenas (2013). «Diversity of Aplochiton Fishes (Galaxiidea) and the Taxonomic Resurrection of *A. marinus*». *PLoS One* 8(8): e71577.
- Alò, D., C. Correa, H. Samaniego, C. A. Krabbenhoft y T. F. Turner (2019). «Otolith Microchemistry and Diadromy in Patagonian River Fishes». *PeerJ* 7: e6149.
- Alvial, I. E., D. H. Tapia, M. J. Castro, B. C. Durán y C. A. Verdugo (2012). «Analysis of Benthic Macroinvertebrates and Biotic Indices to Evaluate Water Quality in Rivers Impacted by Mining Activities in Northern Chile». *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 407: 1-16.
- Andreoli, A., L. Mao, A. Iroumé et al. (2012). «The Need for a Hydromorphological Approach to Chilean River Management». *Revista Chilena de Historia Natural* 85(3): 339-343.
- Anindito, Y., J. Haas, M. Olivares, W. Nowak y J. Kern (2019). «A New Solution to Mitigate Hydropeaking? Batteries Versus Re-regulation Reservoirs». *Journal of Cleaner Production* 210: 477-489.
- Arismendi, I. y D. Soto (2012). «Are Salmon-derived Nutrients Being Incorporated in Food Webs of Invaded Streams? Evidence from Southern Chile». *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 405(1): 1-6.
- Arratia, G. (1983). «*Trichomycterus chungaraensis* n. sp. and *Trichomycterus laucaensis* n. sp. (Pisces, Siluriformes, Trichomycteridae) from the High Andean Range». *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 18(2): 65-87.
- Arratia, G. y C. Quezada-Romegialli (2017). «Understanding Morphological Variability in a Taxonomic Context in Chilean Diplomystids (Teleostei: Siluriformes), Including the Description of a New Species». *PeerJ* 5: e2991.
- . (2019). The South American and Australian percichthyids and perciliids. What is new about them? *Neotropical Ichthyology*, 17(1), 1-40.
- Arratia, G., I. Vila, N. Lam, C. J. Guerrero y C. Quezada-Romegialli (2017). «Morphological and Taxonomic Descriptions of a New Genus and Species of Killifishes (Teleostei: Cyprinodontiformes) from the High Andes of Northern Chile». *PLoS One* 12(8): e0181989.
- Ascencio, E., P. Rivera F. Cruces e I. Vila (2018). «Estudio morfológico de *Naiadinium polonicum* (Dinophyceae) reportado por primera vez en aguas continentales de Chile». *Gayana Botánica* 75(1): 438-446.
- Babidge, S. (2016). «Contested Value and an Ethics of Resources: Water, Mining and Indigenous People in the Atacama Desert, Chile». *Australian Journal of Anthropology* 27(1): 84-103.
- Bahamonde, P., C. Berrocal, R. Barra, M. E. McMaster, K. R. Munkittrick y G. Chiang (2019). «Mucus Phosphoproteins as an Indirect Measure of Endocrine Disruption in Native Small-bodied Freshwater Fish, Exposed to Wastewater Treatment Plant and Pulp and Paper Mill Effluents». *Gayana* 83(1): 10-20.
- Banco Mundial (2011). *Informe sobre el desarrollo mundial: Conflicto, seguridad y desarrollo*. Washington D. C.: Banco Mundial.
- Bastin, L., N. Gorelick, S. Saura, B. Bertzky, G. Dubois, M. J. Fortin y J. F. Pikel (2019). «Inland Surface Waters in Protected Areas Globally: Current Coverage and 30-year Trends». *PLoS One* 14(1): 1-17.
- Basualto, S., P. Rivera, F. Cruces, L. Ector y E. Ascencio (2016). «*Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt y *Gomphoneis minuta* (Stone) Kociolek & Stoermer (Bacillariophyta), especies presentes en ríos de la VIII Región, Chile, formadoras de proliferaciones con aspecto muy similar». *Gayana Botánica* 73(2): 457-461.
- Basulto, S. (2003). *El largo viaje de los salmones: Una crónica olvidada. Propagación y cultivo de especies acuáticas en Chile*. Santiago: Gobierno de Chile.
- 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.
- Bodelier, P. L. E. (2011). «Toward Understanding, Managing, and Protecting Microbial Ecosystems». *Frontiers in Microbiology* 2: 1-8.
- Bonada, N. y V. H. Resh (2013). «Mediterranean-climate Streams and Rivers: Geographically Separated but Ecologically Comparable Freshwater Systems». *Hydrobiologia* 719(1): 1-29.
- Brierley, G., M. Tadaki, D. Hikuroa, B. Blue, C. Šunde, J. Tunnicliffe y A. Salmond (2018). «A Geomorphic Perspective on the Rights of the River in Aotearoa New Zealand». *River Research and Applications* julio: 1-12.
- Brintrup, K., C. Amigo, J. Fernández et al. (2019). «Comparison of Organic Matter in Intermittent and Perennial Rivers of Mediterranean Chile with the Support of Citizen Science». *Revista Chilena de Historia Natural* 92(1): 1-10.
- Bunn, S. E. y A. H. Arthington (2002). «Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for aquatic Biodiversity». *Environmental Management* 30(4): 492-507.



## REFERENCIAS

- Carey, C. C., J. P. Doubek, R. P. McClure y P. C. Hanson (2018). «Oxygen Dynamics Control the Burial of Organic Carbon in a Eutrophic Reservoir». *Limnology and Oceanography Letters* 3(3): 293-301.
- Carpentier, D., J. Haas, M. Olivares y A. De la Fuente (2017). «Modeling the Multi-seasonal Link Between the Hydrodynamics of a Reservoir and its Hydro-power Plant Operation». *Water* 9(6): 367-385.
- Carvajal-Rodríguez, A. (2009). «Simulation of Genes and Genomes Forward in Time». *Current Genomics* 11(1): 58-61.
- Cavicchioli, R., W. J. Ripple, K. N. Timmis et al. (2019). «Scientists' Warning to Humanity: Microorganisms and Climate Change». *Nature Reviews Microbiology* 17: 569-586.
- Chandra, A. y A. Idrisova (2011). «Convention on Biological Diversity: A review of National Challenges and Opportunities for Implementation». *Biodiversity and Conservation* 20(14): 3,295-3,316.
- Chao, F. C. (1995). «Anthropogenic Impact on Global Geodynamics Due to Reservoir Water Impoundment». *Geophysical Research Letters* 22(24): 3,529-3,532.
- Chiang, G., R. Barra, M. Díaz-Jaramillo, M. Rivas, P. Bahamonde y K. R. Munkittrick (2015). «Estrogenicity and Intersex in Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Exposed to Pine/Eucalyptus Pulp and Paper Production Effluent in Chile». *Aquatic Toxicology* 164: 126-134.
- Chiang, G., M. E. McMaster, R. Urrutia et al. (2011). «Health Status of Native Fish (*Percilia gillissi* and *Trichomycterus areolatus*) Downstream of the Discharge of Effluent from a Tertiary-treated Elemental Chlorine-free Pulp Mill in Chile». *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(8): 1,793-1,809.
- Coates, D. J., M. Byrne y C. Moritz (2018). «Genetic Diversity and Conservation Units: Dealing with the Species-population Continuum in the Age of Genomics». *Frontiers in Ecology and Evolution* 6: 1-13.
- Cohen-Shacham, E., G. Walters, C. Janzen y S. Maginnis (2016). *Nature-based Solutions to Address Global Societal Challenges*. Gland: IUCN.
- Cole, J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco et al. (2007). «Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget». *Ecosystems* 10(1): 171-184.
- Convención de Ramsar sobre los Humedales (2018). *Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas*. Editado por N. Dudley. Gland: Secretaría de la Convención de Ramsar.
- Cooper, S. D., P. S. Lake, S. Sabater, J. M. Melack y J. L. Sabo (2013). «The Effects of Land Use Changes on Streams and Rivers in Mediterranean Climates». *Hydrobiologia* 719(1): 383-425.
- Copaja, S. V., G. S. Muñoz, V. R. Nuñez, C. Pérez, I. Vila y D. Véliz (2016a). «Effects of a Dam Reservoir on the Distribution of Heavy Metals in Two Chilean Native Freshwater Fish Species». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 97(1): 24-30.
- (2016b). «Heavy Metal Concentrations in Water and Sediments from Affluents and Effluents of Mediterranean Chilean Reservoirs». *Journal of the Chilean Chemical Society* 61(1): 2,797-2,804.
- Correa, C., A. P. Bravo y A. P. Hendry (2012). «Reciprocal Trophic Niche Shifts in Native and Invasive Fish: Salmonids and Galaxiids in Patagonian lakes». *Freshwater Biology* 57(9): 1,769-1,781.
- Correa, C. y A. P. Hendry (2012). «Invasive Salmonids and Lake Order Interact in the Decline of Puye Grande Galaxias Platei in Western Patagonia Lakes». *Ecological Applications* 22(3): 828-842.
- Correa, C. y M. A. Méndez (2018). «Anfibios». En *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos* (pp. 155-163). Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Correa-Araneda, F., P. De los Ríos y E. M. Habit (2014). «Presence of the Red Jollytail, *Brachygalaxias buillocki* (Regan, 1908) (Galaxiiformes: Galaxiidae), in Freshwater Forested Wetlands from Chile». *Revista Chilena de Historia Natural* 87(1): 1-4.
- Crego, R. D., J. E. Jiménez y R. Rozzi (2016). «A Synergistic Trio of Invasive Mammals? Facilitative Interactions Among Beavers, Muskrats, and Mink at the Southern end of the Americas». *Biological Invasions* 18(7): 1,923-1,938.
- (2018). «Potential Niche Expansion of the American Mink Invading a Remote Island Free of Native Predatory Mammals». *PLoS One* 13(4): 1-18.
- Darwall, W., V. Bremerich, A. De Wever et al. (2018). «The Alliance for Freshwater Life: A Global Call to Unite Efforts for Freshwater Biodiversity Science and Conservation». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28(4): 1,015-1,022.
- Davidson, N. C. (2014). «How Much Wetland has the World Lost? Long-term and Recent Trends in Global Wetland Area». *Marine and Freshwater Research* 65(10): 934-941.
- Davidson, N. C. y C. M. Finlayson (2018). «Extent, Regional Distribution and Changes in Area of Different Classes of Wetland». *Marine and Freshwater Research* 69(10): 1,525-1,533.
- Debels, P., R. Figueroa, R. Urrutia, R. Barra y X. Niell (2005). «Evaluation of Water Quality in the Chillán River (Central Chile) Using Physicochemical Parameters and a Modified Water Quality Index». *Environmental Monitoring and Assessment* 110(1-3): 301-322.
- Delgado, V. (2019). «Hacia un nuevo derecho de aguas: Ambientalizado y resiliente». *Justicia Ambiental* 11.
- Delgado, V., J. L. Arumi y O. Reicher (2017a). «Lessons from Spanish and US Law for Adequate Regulation of Groundwater Protection Areas in Chile, Especially Drinking Water Deposits». *Water Resources Management* 31(14): 4,699-4,713.
- (2017b). «Problemas que plantea la regulación de las áreas de protección de los derechos de aprovechamiento de las aguas subterráneas». *Revista de Derecho* 24(2): 143-180.

## REFERENCIAS

- Delgado, V. y O. Reicher (2017). «La urgente incorporación del principio de participación ciudadana en el derecho de aguas chileno: Un enfoque desde los instrumentos de gestión ambiental». *Revista de Derecho Ambiental* 8: 154-183.
- DGA, Dirección General de Aguas (2017). «Actualización del balance hídrico nacional». Serie de Informes Técnicos 417.
- Díaz, G., P. Arriagada, K. Górski, O. Link, B. Karelovic, J. González y E. M. Habit (2019). «Fragmentation of Chilean Andean Rivers: Expected Effects of Hydro-power Development». *Revista Chilena de Historia Natural* 92(1): 1-13.
- Dillies, M. A., A. Rau, J. Aubert *et al.* (2012). «A Comprehensive Evaluation of Normalization Methods for Illumina high-throughput RNA Sequencing Data Analysis». *Briefings in Bioinformatics* 14(6): 671-683.
- Dorador, C., G. Castillo, K. P. Witzel e I. Vila (2007). «Bacterial Diversity in the Sediments of a Temperature Artificial Lake, Rapel Reservoir». *Revista Chilena de Historia Natural* 80(2): 213-224.
- Dorador, C., I. Vila, J. F. Imhoff y K. P. Witzel (2008). «Cyanobacterial Diversity in Salar de Huasco, a High Altitude Saline Wetland in Northern Chile: An Example of Geographical Dispersion?». *FEMS Microbiology Ecology* 64(3): 419-432.
- Dorador, C., I. Vila, K. P. Witzel y J. F. Imhoff (2013). «Bacterial and Archaeal Diversity in High Altitude Wetlands of the Chilean Altiplano». *Fundamental and Applied Limnology* 182(2): 135-159.
- Dudgeon, D. (2000). «Large-Scale Hydrological Changes in Tropical Asia: Prospects for Riverine Biodiversity». *BioScience* 50(9): 793-806.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner *et al.* (2006). «Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges». *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Dunham, J. B., P. L. Angermeier, S. D. Crausbay *et al.* (2018). «Rivers are Social-ecological Systems: Time to Integrate Human Dimensions into Riverscape ecology and Management». *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 5(4): e1291.
- Dyer, B. S. (2000). «Revisión sistemática de los pejerreyes de Chile (Teleostei, Atheriniformes)». *Estudios Oceanológicos* 19: 99-127.
- Earle, L. R., B. G. Warner y R. Aravena (2003). «Rapid Development of an Unusual peat-accumulating Ecosystem in the Chilean Altiplano» *Quaternary Research* 59(1): 2-11.
- Elgueta, A., J. González, D. E. Ruzzante, S. J. Walde y E. M. Habit (2012). «Trophic Interference by Salmo Trutta on Aplochiton Zebra and Aplochiton Taeniatus in Southern Patagonian lakes». *Journal of Fish Biology* 82(2): 430-443.
- Fargione, J., S. Bassett, T. Boucher *et al.* (2018). «Natural Climate Solutions for the United States». *Science Advances* 4(11): 1-14.
- Field, C. B. y K. J. Mach (2017). «Climate: Rightsizing Carbon dioxide Removal». *Science* 356(6339): 706-707.
- Fierro, P., I. Arismendi, R. M. Hughes, C. Valdovinos y A. Jara-Flores (2018). «A Benthic macroinvertebrate Multimetric Index for Chilean Mediterranean Streams». *Ecological Indicators* 91: 13-23.
- 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.
- Fierro, P., C. Valdovinos, I. Arismendi, G. Díaz, M. Ruiz de Gamboa y L. Arriagada (2019a). «Assessment of Anthropogenic Threats to Chilean Mediterranean Freshwater Ecosystems: Literature Review and Expert Opinions». *Environmental Impact Assessment Review* 77: 114-121.
- Fierro, P., C. Valdovinos, I. Arismendi, G. Díaz, A. Jara-Flores, E. M. Habit y L. Vargas-Chacoff (2019b). «Examining the Influence of Human Stressors on Benthic Algae, Macroinvertebrate, and Fish Assemblages in Mediterranean Streams of Chile». *Science of the Total Environment* 686: 26-37.
- Fierro, P., C. Valdovinos, L. Vargas-Chacoff, C. Bertrán e I. Arismendi (2017). «Macroinvertebrates and Fishes as Bioindicators of Stream Water Pollution». *Water Quality*. doi: 10.5772/65084.
- Figueroa, A. (2018). «Humedales de Chile: Diversidad, endemismo y desafíos para su conservación». *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos* (pp. 76-83). Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Figueroa, R., N. Bonada, M. Guevara, P. Pedreros, F. Correa-Araneda, M. E. Díaz y V. H. Ruiz (2013). «Freshwater Biodiversity and Conservation in Mediterranean Climate streams of Chile». *Hydrobiologia* 719(1): 269-289.
- Figueroa, R., A. Palma, V. Ruiz y X. Niell (2007). «Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: Río Chillán, VIII Región». *Revista Chilena de Historia Natural* 80(2): 225-242.
- Figueroa, F., P. Pedreros, F. Cruces, R. Abdala-Díaz, V. Hernández, J. Becerra y R. Urrutia (2018). «Effect of *Didymosphenia geminata* Coverage on the Phyto-benthic Community in an Andean Basin of Chile». *Revista Chilena de Historia Natural* 91(1): 1-10.
- Filipe, A. F., J. E. Lawrence y N. Bonada (2013). «Vulnerability of Stream Biota to Climate Change in Mediterranean Climate Regions: A Synthesis of Ecological Responses and Conservation Challenges». *Hydrobiologia* 719(1): 331-351.
- Finlayson, C. M., A. H. Harthington y J. Pittock (editores) (2018). *Freshwater Ecosystems in Protected Areas: Conservation and Management*. Londres: Routledge.
- Flitcroft, R., M. S. Cooperman, I. J. Harrison, D. Juffe Bignoli y P. J. Boon (2019). «Theory and Practice to Conserve Freshwater Biodiversity in the Anthropocene». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29(7): 1.013-1.021.

## REFERENCIAS

- Fuentes, S., G. C. Ding, F. Cárdenas, K. Smalla y M. Seeger (2015). «Assessing Environmental drivers of Microbial Communities in Estuarine Soils of the Aconcagua River in Central Chile». *FEMS Microbiology Ecology* 91(10): 1-12.
- Fundación Chile. (2019). *Transición hídrica: El futuro del agua en Chile*. Santiago: Fundación Chile.
- Gaete Olivares, H., R. G. Muñoz, D. C. Vásquez, M. M. Valladares y G. L. Valenzuela (2014). «Assessment of Genotoxicity of Coastal Waters of Central Chile on Fishes Mugil Cephalus and Odontesthes Brevianalis». *Hidrobiologica* 24(3): 271-279.
- Gajardo, G. y S. Redón (2019). «Andean Hypersaline Lakes in the Atacama Desert, Northern Chile: Between Lithium Exploitation and Unique Biodiversity Conservation». *Conservation Science and Practice* 1(9): 1-8.
- García, A., K. Jorde, E. M. Habit, D. Caamano y O. Parra (2011). «Downstream Environmental Effects of Dam Operations: Changes in Habitat Quality for Native Fish Species». *River Research and Applications* 27(3): 312-327.
- Gleick, P. H. (1996). «Water Resources». En S. H. Schneider (editor), *Encyclopedia of Climate and Weather* (pp. 817-823). Oxford: Oxford University Press.
- González, M. E., A. Lara, R. Urrutia y J. Bosnich (2011). «Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33°-42° S)». *Bosque* 32(3): 215-219.
- Grill, G., B. Lehner, M. Thiem *et al.* (2019). «Mapping the World's Free-flowing Rivers». *Nature* 569(7.755): 215-221.
- Griscom, B. W., J. Adams, P. W. Ellis *et al.* (2017). «Natural Climate Solutions». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114(44): 11.645-11.650.
- Gutiérrez-Preciado, A., A. Saghāi, D. Moreira, Y. Zivanovic, P. Deschamps y P. López-García (2018). «Functional Shifts in Microbial Mats Recapitulate Early Earth Metabolic Transitions». *Nature Ecology and Evolution* 2(11): 1.700-1.708.
- Habit, E. M., M. C. Belk, R. C. Tuckfield y O. Parra (2006). «Response of the Fish Community to Human-induced Changes in the Biobío River in Chile». *Freshwater Biology* 51(1): 1-11.
- Habit, E. M., A. García, G. Díaz, P. Arriagada, O. Link, O. Parra y M. Thoms (2019). «River Science and Management Issues in Chile: Hydropower Development and Native Fish Communities». *River Research and Applications* 35(5): 489-499.
- Habit, E. M., J. González, J. Ortiz-Sandoval, A. Elgueta y C. Sobenes (2015). «Efectos de la invasión de salmónidos en ríos y lagos de Chile». *Ecossistemas* 24(1): 43-51.
- Habit, E. M., J. González, D. E. Ruzzante y S. J. Walde (2012). «Native and Introduced Fish Species Richness in Chilean Patagonian Lakes: Inferences on Invasion Mechanisms Using Salmonid-free Lakes». *Diversity and Distributions* 18(12): 1.153-1.165.
- Habit, E. M., P. Piedra, D. E. Ruzzante *et al.* (2010). «Changes in the Distribution of Native Fishes in Response to Introduced Species and other Anthropogenic effects». *Global Ecology and Biogeography* 19(5): 697-710.
- Helyar, S. J., J. Hemmer-Hansen, D. Bekkevold *et al.* (2011). «Application of SNPs for Population Genetics of Nonmodel Organisms: New Opportunities and Challenges». *Molecular Ecology Resources* 11(1): 123-136.
- Hernández, K. L., B. Yannicelli, L. M. Olsen *et al.* (2016). «Microbial Activity Response to Solar Radiation Across Contrasting Environmental Conditions in Salar de Huasco, Northern Chilean Altiplano». *Frontiers in Microbiology* 7: 1-13.
- Holgerson, M. A. y P. A. Raymond (2016). «Large Contribution to Inland Water CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> Emissions from Very Small Ponds». *Nature Geoscience* 9(3): 222-226.
- IPBES, Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (2019). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn: IPBES Secretariat.
- Iriarte, A. W. (2007). *Mamíferos de Chile*. Santiago: Lynx.
- 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.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature (2008). «Freshwater Biodiversity: A Hidden Resource Under Threat». En J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart (editores), *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. Gland: IUCN.
- Janse, J. H., A. A. van Dam, E. M. A. Hes *et al.* (2019). «Towards a Global Model for Wetlands Ecosystem Services». *Current Opinion in Environmental Sustainability* 36: 11-19.
- Jaramillo, Á. (2005). *Aves de Chile: Incluye la península Antártica, las islas Malvinas y Georgia del Sur*. Barcelona: Lynx.
- Jaramillo, Á., D. Osman, L. Caputo y L. Cardenas (2015). «Molecular Evidence of a *Didymosphenia geminata* (Bacillariophyceae) Invasion in Chilean Freshwater Systems». *Harmful Algae* 49: 117-123.
- Jenny, J. P., P. Francus, A. Normandeau *et al.* (2016). «Global Spread of Hypoxia in Freshwater Ecosystems During the Last Three centuries is Caused by Rising Local Human Pressure». *Global Change Biology* 22(4): 1.481-1.489.
- Joosten, H. (2010). *The Global Peatland CO<sub>2</sub> Picture Peatland Status and Emissions in All Countries of the World*. Ede: Wetlands International.
- Knouft, J. y D. L. Ficklin (2017). «The Potential Impacts of Climate Change on Biodiversity in Flowing Freshwater Systems». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 111-133.
- Kroeger, K. D., S. Crooks, S. Moseman-Valtierra y J. Tang (2017). «Restoring Tides to Reduce Methane Emissions in Impounded Wetlands: A New and Potent Blue Carbon Climate Change Intervention». *Scientific Reports* 7(1): 1-12.



## REFERENCIAS

- Lacy, S. N., F. J. Meza y P. A. Marquet (2017). «Can Environmental Impact Assessments Alone Conserve Freshwater Fish Biota? Review of the Chilean experience». *Environmental Impact Assessment Review* 63: 87-94.
- Leifeld, J. y L. Menichetti (2018). «The Underappreciated Potential of Peatlands in Global Climate Change Mitigation Strategies». *Nature Communications* 9: 1-7.
- León, C. A., A. Benítez-Mora y G. Oliván (2018). «Update of Recent Rates of Carbon Accumulation in Bogs of Northern Patagonia-Chile». *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 18(4): 977-988.
- León, C. G., R. Moraga, C. Valenzuela *et al.* (2018). «Effect of the Natural Arsenic Gradient on the Diversity and Arsenic Resistance of Bacterial Communities of the Sediments of Camarones River (Atacama Desert, Chile)». *PLoS One* 13(5): 1-19.
- León-Muñoz, J., C. Echeverría, R. Marcé, W. Riss, B. Sherman y J. L. Iriarte (2013). «The Combined Impact of Land Use Change and Aquaculture on Sediment and Water Quality in Oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8° S)». *Journal of Environmental Management* 128: 283-291.
- Lobos, G., P. Cattán, C. Estades y F. M. Jaksic (2013). «Invasive African Clawed Frog *Xenopus laevis* in Southern South America: Key Factors and Predictions». *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 48(1): 1-12.
- Lobos, G. y F. M. Jaksic (2005). «The Ongoing Invasion of African Clawed frogs (*Xenopus laevis*) in Chile: Causes of Concern». *Biodiversity and Conservation* 14(2): 429-439.
- Lobos, G. y G. J. Measey (2002). «Invasive Populations of *Xenopus laevis* (Daudin) in Chile». *Herpetological Journal* 12(4): 163-168.
- Lobos, G., M. A. Méndez, P. Cattán y F. Jaksic (2014). «Low Genetic Diversity of the Successful Invasive African Clawed Frog *Xenopus laevis* (Pipidae) in Chile». *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 49(1): 50-60.
- Lovejoy, T. E. (2019). «Eden No More». *Science Advances* 5(5): 4-6.
- Macpherson, E. y E. O'Donnell (2017). «¿Necesitan derechos los ríos? Comparando estructuras legales para la regulación de los ríos en Nueva Zelanda, Australia y Chile». *Revista de Derecho Administrativo Económico* 25: 95-120.
- Marquet, P., 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». Licitación 1588-133-LE09. Santiago, Ministerio del Medio Ambiente.
- Marquet, P. A., S. Abades e I. Barriá (2017). «Distribution and Conservation of Coastal Wetlands: A Geographic Perspective». En J. Fariña y A. Camaño (editores), *The Ecology and Natural History of Chilean Saltmarshes* (pp. 1-14). Berlín: Springer International Publishing.
- Mendonça, R., R. A. Müller, D. Clow, C. Verpoorter, P. Raymond, L. J. Tranvik y S. Sobek (2017). «Organic Carbon Burial in Global Lakes and Reservoirs». *Nature Communications* 8(1): 1-6.
- Millennium Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington D. C.: Island Press.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente (2014). *Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad*. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- . (2018a). *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos*. Tomo 1. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- . (2018b). *Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022*. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Mitsch, W. J., B. Bernal, A. M. Nahlik *et al.* (2013). «Wetlands, Carbon, and Climate Change». *Landscape Ecology* 28(4): 583-597.
- Montecino, V., X. Molina, M. Bothwell *et al.* (2016). «Spatio-temporal Population dynamics of the Invasive Diatom *Didymosphenia geminata* in Central-southern Chilean Rivers». *Science of the Total Environment* 568: 1.135-1.145.
- Moomaw, W. R., G. L. Chmura, G. T. Davies *et al.* (2018). «Wetlands in a Changing Climate: Science, Policy and Management». *Wetlands* 38(2): 183-205.
- Mora, M., D. J. Pons, A. Peñafiel-Ricaurte, M. Alvarado-Rybak, S. Lebuy y C. Soto-Azat (2019). «High Abundance of Invasive African Clawed frog *Xenopus laevis* in Chile: Challenges for their Control and Updated Invasive Distribution». *Management of Biological Invasions* 10(2): 377-388.
- Muñoz-Pedrerros, A. y C. C. Gil (2009). «Orden Rodentia». En A. Muñoz-Pedrero y J. Yáñez (editores), *Mamíferos de Chile* (pp. 93-157). Santiago: CEA.
- Naciones Unidas (2015). «Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development». Resolución adoptada por la Asamblea General, 25 de septiembre de 2015.
- Narayan, S., M. W. Beck, P. Wilson *et al.* (2017). «The Value of Coastal Wetlands for Flood Damage Reduction in the Northeastern USA». *Scientific Reports* 7(1): 1-12.
- Nilsson, C. y K. Berggren (2000). «Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation». *BioScience* 50(9): 783-792.
- Nimptsch, J., S. Woelfl, S. Osorio *et al.* (2016). «First Record of Toxins Associated with Cyanobacterial Blooms in Oligotrophic North Patagonian Lakes of Chile: A Genomic Approach». *International Review of Hydrobiology* 101(1-2): 57-68.
- Orrego, R., A. Burgos, G. Moraga-Cid *et al.* (2006). «Effects of Pulp and Paper Mill Discharges on Caged Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*): Biomarker Responses Along a Pollution Gradient in the Biobío River, Chile». *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(9): 2.280-2.287.

## REFERENCIAS

- Orrego, R., J. Guchardi, V. Hernandez *et al.* (2009). «Pulp and Paper Mill Effluent Treatments Have Differential Endocrine disrupting Effects on Rainbow Trout». *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 28(1): 181-188.
- Orrego, R., J. Guchardi, R. Krause y D. Holdway (2010). «Estrogenic and Anti-estrogenic Effects of Wood Extractives Present in Pulp and Paper Mill Effluents on Rainbow Trout». *Aquatic Toxicology* 99(2): 160-167.
- Orrego, R., G. Moraga-Cid, M. González, R. Barra, A. Valenzuela, A. Burgos y J. F. Gavilán (2005). «Reproductive, Physiological, and Biochemical Responses in Juvenile Female Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Exposed to Sediment from Pulp and Paper Mill Industrial Discharge Areas». *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(8): 1.935-1.943.
- Ortiz-Sandoval, J., K. Górski, C. Sobenes, J. González, A. Manosalva, A. Elgueta y E. M. Habit (2017). «Invasive Trout Affect Trophic Ecology of *Galaxias platei* in Patagonian Lakes». *Hydrobiologia* 790(1): 201-212.
- Parra, O. (2006). «Estado de conocimiento de las algas dulceacuicolas de Chile (excepto *Bacillariophyceae*)». *Gayana* 70(1): 8-15.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera y M. Orellana (1982). *Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales: Con especial referencia al fitoplancton de Chile*. Concepción: Universidad de Concepción.
- Pauchard, A., M. Aguayo, E. Peña y R. Urrutia (2006). «Multiple Effects of Urbanization on the Biodiversity of Developing Countries: The Case of a Fast-growing Metropolitan Area (Concepción, Chile)». *Biological Conservation* 127(3): 272-281.
- Pawlowski, J., M. Kelly-Quinn, F. Altermatt *et al.* (2018). «The Future of Biotic Indices in the Ecogenomic Era: Integrating (e)DNA Metabarcoding in Biological Assessment of Aquatic Ecosystems». *Science of the Total Environment* 637-638: 1.295-1.310.
- Pizarro, J., P. M. Vergara, S. Cerda y D. Briones (2016). «Cooling and Eutrophication of Southern Chilean Lakes». *Science of the Total Environment* 541: 683-691.
- Poff, N. L. (2019). «A River that Flows Free Connects up in 4D». *Nature* 569(7.755): 201-202.
- Poff, N. L., D. Allan, M. B. Bain *et al.* (1997). «The Natural Flow Regime». *BioScience* 47(11): 769-784.
- Ramírez, C. y C. San Martín (2018). «Flora acuática». En *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos* (pp. 219-227). Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Rannala, B. y Z. Yang (2008). «Phylogenetic Inference Using Whole Genomes». *Annual Review of Genomics and Human Genetics* 9(1): 217-231.
- Rau, J. R. (2005). «Biodiversidad y colecciones científicas». *Revista Chilena de Historia Natural* 78(3): 1-3.
- Raymond, P. A., J. Hartmann, R. Lauerwald *et al.* (2013). «Global Carbon Dioxide Emissions from Inland Waters». *Nature* 503(7.476): 355-359.
- Rech, S., V. Macaya-Caquilpán, J. F. Pantoja, M. M. Rivadeneira, D. Jofre Madariaga y M. Thiel. (2015). «Rivers as a Source of Marine Litter: A Study from the SE Pacific». *Marine Pollution Bulletin* 82: 66-75.
- Reed, D. H. y R. Frankham (2003). «Correlation Between Fitness and Genetic Diversity». *Conservation Biology* 17(1): 230-237.
- Reid, A. J., A. K. Carlson, I. F. Creed *et al.* (2019). «Emerging Threats and Persistent Conservation Challenges for Freshwater Biodiversity». *Biological Reviews* 94(3): 849-873.
- Reid, B., A. Astorga e I. Madriz (2019). «Estado de conocimiento y conservación de la biodiversidad de los ecosistemas dulceacuicolas de la Patagonia».
- Rivera, P. (2006). «Estado de conocimiento de las diatomeas dulceacuicolas de Chile». *Gayana* 70(1): 1-7.
- Rivera, P., S. Basualto y F. Cruces (2013). «Acerca de la diatomea *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt». *Gayana Botanica* 70(1): 154-158.
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarossa y M. Orellana (1982). *Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales: Bacillariophyceae*. Concepción: Editorial Universidad de Concepción.
- Rojas, P., I. Vila, E. M. Habit y S. Castro (2019). «Homogenization of the Freshwater Fish Fauna of the Biogeographic Regions of Chile». *Global Ecology and Conservation* 19:e00658.
- Rojas, O., M. Zamorano, K. Sáez, C. Rojas, C. Vega, L. Arriagada y C. Basnou (2017). «Social Perception of Ecosystem Services in a Coastal Wetland post-Earthquake: A Case Study in Chile». *Sustainability (Switzerland)* 9(11): 1-17.
- Rolls, R. J., J. Heino, D. S. Ryder, B. C. Chessman, I. O. Grouns, R. M. Thompson, y K. B. Gido (2017). «Scaling Biodiversity Responses to Hydrological Regimes». *Biological Reviews*, 93(2): 971-995.
- Rudolph, E. H. (2015). «Current State of Knowledge on *Virilastacus* species (Crustacea, decapoda, parastacidae)». *Latin American Journal of Aquatic Research* 43(5): 807-818.
- Rueda, E. C., K. A. Mullaney, C. Conte-Grand, E. M. Habit, V. E. Cussac y G. Ortí (2017). «Displacement of Native Patagonian Freshwater Silverside Populations (*Odontesthes hatcheri*, *Atherinopsidae*) by Introgressive Hybridization with Introduced *O. bonariensis*». *Biological Invasions* 19(3): 971-988.
- Salvo Pereira, J. A. y Oyanedel Pérez (2019). «Community Signals of the Effect of *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt on Benthic Diatom Communities in Chilean Rivers». *Revista Chilena de Historia Natural* 92(1): 1-12.
- Sanders, K. (2018). «Beyond Human Ownership? Property, Power and Legal Personality for Nature in Aotearoa New Zealand». *Journal of Environmental Law* 30(2): 207-234.
- Secretaría de la Convención de Ramsar (2013). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 2012)*. Gland: Secretaría de la Convención de Ramsar.



## REFERENCIAS

- SEA, Servicio de Evaluación Ambiental (2014). *Guía para la compensación de biodiversidad en el SEIA*. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Smith, R. W., T. S. Bianchi, M. Allison, C. Savage y V. Galy (2015). «High Rates of Organic Carbon Burial in Fjord Sediments Globally». *Nature Geoscience* 8(6): 450-453.
- Soto, Y. (2012). «Determinación de áreas de conservación en las cuencas de los ríos Baker y Pascua, Chile, basada en la estructura taxonómica de los ensambles de aves acuáticas continentales». Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias mención Zoología, Universidad de Concepción.
- Soto, D., I. Arismendi, C. Di Prinzio y F. Jara (2007). «Establishment of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Pacific Basins of Southern South America and its Potential Ecosystem Implications». *Revista Chilena de Historia Natural* 80(1): 81-98.
- Soto, D., I. Arismendi, J. González et al. (2006). «Southern Chile, Trout and Salmon Country: Invasion Patterns and threats for Native Species». *Revista Chilena de Historia Natural* 79(1): 97-117.
- Soto, D. y F. Jara (2007). «Using Natural Ecosystem Services to Diminish Salmon-farming Footprints in Southern Chile». En *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities* (pp. 459-475). Dordrecht: Springer.
- Soto-Azat, C., A. Peñafiel-Ricaurte, S. J. Price, N. Sallaberry-Pincheira, M. P. García, M. Alvarado-Rybak y A. A. Cunningham (2016). «*Xenopus laevis* and Emerging Amphibian Pathogens in Chile». *EcoHealth* 13(4): 775-783.
- Squeo, F. A., B. G. Warner, R. Aravena y D. Espinoza (2006). «Bofedales: High Altitude Peatlands of the Central Andes». *Revista Chilena de Historia Natural*, 79: 245-255.
- Suárez-Delucchi, A. (2018). «National Wetland Policy: Chile». En C. M. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R. McInnes, B. Middleton, A. van Dam y N.C. Davidson (editores), *The Wetland Book 1: Structure and Function, Management, and Methods* (pp. 771-776). Amsterdam: Springer.
- Tedesco, P. A., T. Oberdorff, J. F. Cornu et al. (2013). «A Scenario for Impacts of Water Availability Loss Due to Climate Change on Riverine Fish Extinction Rates». *Journal of Applied Ecology* 50(5): 1.105-1.115.
- Tranvik, L. J., J. A. Downing, J. B. Cotner et al. (2009). «Lakes and Reservoirs as Regulators of Carbon Cycling and Climate». *Limnology and Oceanography* 54(6.2): 2.298-2.314.
- Valdivia, J. (2019). «El principio quien conserva cobra y su aporte en materia de protección ambiental». En *Estudios de derecho económico, ambiental y tributario*. Santiago: Hammurabi.
- Valdivino, C. (2008). «Invertebrados dulceacuicolas». En *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos* (pp. 202-226). Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Valentini, A., P. Taberlet, C. Miaud et al. (2015). «Next-generation Monitoring of Aquatic Biodiversity Using Environmental DNA Metabarcoding». *Molecular Ecology* 25(4): 929-942.
- Valenzuela, A. E. J., A. Raya Rey, L. Fasola, R. A. Sáenz Samaniego y A. Schiavini (2013). «Trophic Ecology of a Top Predator Colonizing the Southern Extreme of South America: Feeding Habits of Invasive American Mink (*Neovison vison*) in Tierra del Fuego». *Mammalian Biology* 78(2): 104-110.
- Vargas, P. V., I. Arismendi y D. Gómez-Uchida (2015). «Evaluating Taxonomic Homogenization of Freshwater Fish Assemblages in Chile». *Revista Chilena de Historia Natural*, 88: 1-10.
- Vega-Retter, C., P. Muñoz-Rojas, I. Vila, S. Copaja y D. Véliz (2014). «Genetic Effects of Living in a Highly Polluted Environment: The Case of the Silverside *Basilichthys microlepidotus* (Jenyns) (Teleostei: atherinopsidae) in the Maipo River Basin, Central Chile». *Population Ecology* 56(4): 569-579.
- Véliz, D., L. Catalán, R. Pardo, P. Acuña, A. Díaz, E. Poulin e I. Vila (2012). «The Genus *Basilichthys* (Teleostei: Atherinopsidae) Revisited Along its Chilean Distribution Range (21° to 40° S) Using Variation in Morphology and mtDNA». *Revista Chilena de Historia Natural* 85(1): 49-59.
- Vera-Escalona, I., E. M. Habit y D. E. Ruzzante (2019). «Invasive Species and Postglacial Colonization: Their Effects on the Genetic Diversity of a Patagonian Fish». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286(1.897).
- Vera-Escalona, I., S. Senthivasan, E. M. Habit y D. E. Ruzzante (2018). «Past, Present, and Future of a Freshwater Fish Metapopulation in a Threatened Landscape». *Conservation Biology* 32(4): 849-859.
- Victoriano, P. F., A. L. González y R. Schlatter (2006). «Synopsis of the Inland Aquatic Birds of Chile». *Gayana* 70(1): 140-162.
- Vidal Parra, S. (2019). «The Water Rights-based Legal Mobilization of the Way Aagainst the Cercado Dam: An Effective Avenue for Court-centered Lawfare from Below?». *Antipoda*, 34: 45-68.
- Vila, I. (2006). «A New Species of Killifish in the Genus *Orestias* (Teleostei: Cyprinodontidae) from the Southern High Andes, Chile». *Copeia* 3: 472-477.
- Vila, I. y C. Quezada-Romegialli (2018). «Peces límnicos». En *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos* (pp. 161-169). Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Vila, I., S. Scott, M. A. Méndez, F. Valenzuela, P. Iturra y E. Poulin (2011). «*Orestias gloriæ*, a New Species of Cyprinodontid Fish from Saltpan Spring of the Southern High Andes (Teleostei: Cyprinodontidae)». *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 22(4): 345-353.
- Vilina, Y. y H. Cofre (2018). «Aves terrestres». En *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos* (pp. 249-257). Santiago: Ministerio del Medio Ambiente.
- Woelfl, S. (2006). «Notas sobre protozoos ciliados de Chile». *Gayana* 70(1): 24-26.
- . (2007). «The Distribution of Large Mixotrophic Ciliates (Stentor) in Deep North Patagonian lakes (Chile): First Results». *Limnologica* 37: 28-36.



## REFERENCIAS

- Woelfl, S., P. García y C. Duarte (2010). «Chlorella-bearing Ciliates (Stentor, Ophrydium) Dominate in an Oligotrophic, Deep North Patagonian lake (Lake Caburgua, Chile)». *Limnologica* 40(2): 134-139.
- Woelfl, S. y W. Geller (2002). «Chlorella-bearing Ciliates Dominate in an Oligotrophic Northpatagonian Lake (Lake Pirehueico, Chile): Abundance, Biomass and Symbiotic Photosynthesis». *Freshwater Biology* 47(2): 231-242.
- Wurtsbaugh, W. A., H. W. Paerl y W. K. Dodds (2019). «Nutrients, Eutrophication and Harmful Algal Blooms Along the Freshwater to Marine Continuum». *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 6(5): e1373.
- WWF, World Wildlife Fund (2018). *Living Planet Report 2018: Aiming Higher*. Gland: WWF.
- Xenopoulos, M. A, D. M. Lodge, J. Alcamo, M. Marker, K. Schulze y D. P. Van Vuuren (2005). «Scenarios of Freshwater Fish Extinctions from Climate Change and Water Withdrawal». *Global Change Biology* 11(10): 1.557-1.564.
- Young, H. S., D. J. McCauley, M. Galetti y R. Dirzo (2016). «Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47(1): 333-358.
- Zarfl, C., A. E. Lumsdon, J. Berlekamp, L. Tydecks y K. Tockner (2014). «A global Boom in Hydropower Dam Construction». *Aquatic Sciences* 77(1): 161-170.
- Zomer, R. J., H. Neufeldt, J. Xu et al. (2016). «Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The Contribution of Agroforestry to Global and National Carbon Budgets». *Scientific Reports* 6: 1-12.



# Anexo 1: Descripción de presiones antrópicas

La biodiversidad acuática continental de Chile está expuesta a diversas presiones de origen antrópico. Los efectos de estas presiones pueden manifestarse a escala de una o múltiples cuencas hidrográficas o al interior de ellas, incluyendo subcuencas o tramos de ríos, cuencas de lagos, humedales, estuarios u otros. Las principales actividades humanas identificadas como presiones sobre esta biodiversidad son las que se describen a continuación.

- 1. Minería:** Incluye actividades de extracción de recursos mineros que implican la extracción de agua desde un ecosistema acuático continental, embalsamiento (por ejemplo, tranques de relave), canalización o modificación de secciones de ríos, y la alteración de la calidad física y química del agua.
- 2. Riego:** Involucra la extracción de agua de un cauce, embalsamiento de tramos de ríos y trasvases de agua entre cuencas (canales de riego, carreteras hídricas). Altera el caudal, la calidad físico-química del agua, estructura de hábitats y recarga de acuíferos.
- 3. Hidroelectricidad:** Involucra la extracción de agua de un cauce (centrales de paso) o embalsamiento de tramos de ríos (centrales de embalse), fragmentación física por barreras, modificación del régimen de caudal y uso de lagos como embalses de generación.
- 4. Canalización del cauce:** Implica el recubrimiento total o parcial del cauce de un río, lo que provoca principalmente la modificación de la morfología del ecosistema fluvial (por ejemplo, rectificación de cauces).
- 5. Acuicultura:** Cualquier actividad de cultivo de especies hidrobiológicas en aguas continentales, con la salmonicultura como la más importante, que incrementa el riesgo de introducción de especies y produce la alteración de la calidad física y química del agua.
- 6. Cambios de uso del suelo:** Actividades que generan contaminación difusa (por ejemplo, agricultura, ganadería), cambios en la escorrentía superficial (por ejemplo, plantaciones forestales), incremento de la tasa de sedimentación (por ejemplo, plantaciones forestales posteriores a la tala o incendios) y alteraciones de riberas y calidad del agua (por ejemplo, ganadería intensiva).
- 7. Efluentes:** Incluye fuentes puntuales de contaminación, correspondientes al vertimiento de residuos líquidos de origen industrial o doméstico (por ejemplo, industria forestal, agroindustria, plantas de tratamientos de aguas servidas, entre otras).
- 8. Extracción de áridos:** Actividades que alteran la estructura física del cauce.
- 9. Pesca recreativa:** La identificada en la ley correspondiente y basada en especies exóticas, principalmente salmónidos.
- 10. Presencia de especies exóticas.**



## Anexo 2: Estudios sobre diversidad genética en organismos dulceacuícolas

Diversidad genética en organismos dulceacuícolas indicando autores y año, grupo de estudio y cuenca hidrográfica en que se basó el estudio. Las áreas se dividen en:

- › *Desértica*: Región desértica endorreica.
- › *Andes Centro-Sur*: Cuencas andinas de la zona central y centro-sur.
- › *Costa Centro-Sur*: Cuencas de la cordillera de la Costa de la zona central y centro-sur.
- › *Chiloé*: Cuencas de la isla de Chiloé.
- › *Patagonia*: Cuencas de la Patagonia.
- › *Magallánicas*: Cuencas de las islas magallánicas.
- › *Tierra del Fuego*: Cuencas de Tierra del Fuego

Autores	Grupo	Desértica	Andes Centro-Sur	Costa Centro-Sur	Chiloé	Patagonia	Magallánicas	Tierra del fuego
Alò <i>et al.</i> 2013	Peces			●	●	●		
Bargues <i>et al.</i> 2012	Gasterópodos					●		
Bórquez <i>et al.</i> 2016	Gasterópodos		●	●				
Bracken-Grissom <i>et al.</i> 2011	Crustáceos		●	●				
Blotto <i>et al.</i> 2013	Anfibios		●	●	●	●		
Burridge <i>et al.</i> 2012	Peces		●	●				
Campos <i>et al.</i> 1972	Peces		●	●				
Cisternas-Medina <i>et al.</i> 2019	Anfibios			●				
Colihueque <i>et al.</i> 2006	Peces			●				
Collado <i>et al.</i> 2019a	Gasterópodos			●				
Collado <i>et al.</i> 2019b	Gasterópodos		●	●				
Collado <i>et al.</i> 2013a	Gasterópodos	●						
Collado <i>et al.</i> 2014	Gasterópodos	●						
Collado <i>et al.</i> 2013b	Gasterópodos	●						
Collado <i>et al.</i> 2016	Gasterópodos	●						
Collado <i>et al.</i> 2011	Gasterópodos	●						
Correa <i>et al.</i> 2010	Anfibios	●						
Correa <i>et al.</i> 2012	Anfibios		●					
Correa <i>et al.</i> 2013	Anfibios			●				
Correa <i>et al.</i> 2017	Anfibios		●	●	●	●		
Demergasso <i>et al.</i> 2004	Procariontes	●						
Dennenmoser <i>et al.</i> 2010	Crustáceos	●	●					
Díaz-Páez <i>et al.</i> 2011	Anfibios					●		



Autores	Grupo	Desértica	Andes Centro-Sur	Costa Centro-Sur	Chiloé	Patagonia	Magallánicas	Tierra del fuego
Dorador <i>et al.</i> 2008	Procariontes	●						
Dorador <i>et al.</i> 2009	Procariontes	●						
Fabres <i>et al.</i> 2018	Anfibios	●						
Formas y Brieva 2000	Anfibios		●	●	●	●		
Gajardo y Beardmore 1993	Crustáceos	●						
Gallardo <i>et al.</i> 2011	Anfibios	●						
González-Wevar 2015a	Peces			●		●		
González-Wevar 2015b	Peces			●		●		
Guerrero-Jiménez 2017	Peces			●				
Jara <i>et al.</i> 2003	Crustáceos			●				
Jara-Seguel <i>et al.</i> 2017	Bivalvos		●	●				
Krosch <i>et al.</i> 2012	Insectos					●		
Lüssen <i>et al.</i> 2003	Peces	●						
Méndez <i>et al.</i> 2006	Anfibios			●		●		
Morales <i>et al.</i> 2011	Peces	●						
Muñoz <i>et al.</i> 2011	Peces	●		●		●		
Muñoz-Ramírez <i>et al.</i> 2014	Peces	●	●	●				
Muñoz-Ramírez <i>et al.</i> 2015	Peces	●						
Muñoz-Ramírez <i>et al.</i> 2016	Peces		●					
Núñez <i>et al.</i> 2009	Anfibios		●	●	●	●		
Núñez <i>et al.</i> 2011	Anfibios			●		●		
Nimptsch <i>et al.</i>	Procariontes					●		
Pérez-Losada <i>et al.</i> 2009	Crustáceos		●	●	●	●		
Pérez-Losada <i>et al.</i> 2004	Crustáceos			●	●	●		
Pérez-Losada <i>et al.</i> 2002	Crustáceos			●	●	●		
Prat <i>et al.</i> 2013	Insectos	●						
Quezada-Romegialli <i>et al.</i> 2010	Peces			●				
Rudolph <i>et al.</i> 2010	Crustáceos		●	●	●			
Rueda <i>et al.</i> 2017	Peces		●			●		
Ruzzante <i>et al.</i> 2006	Peces			●		●		
Ruzzante <i>et al.</i> 2008	Peces		●	●	●	●		
Sabando <i>et al.</i> 2011	Insectos		●	●				
Schwitza <i>et al.</i> 2019	Protistas	●						



Autores	Grupo	Desértica	Andes Centro-Sur	Costa Centro-Sur	Chiloé	Patagonia	Magallánicas	Tierra del fuego
Suárez-Villota <i>et al.</i> 2018	Anfibios		●	●	●	●		
Thiel <i>et al.</i> 2010	Protistas	●						
Unmack <i>et al.</i> 2012	Peces		●	●		●		
Unmack <i>et al.</i> 2009	Peces		●	●	●	●		
Valladares <i>et al.</i> 2018	Gasterópodos	●						
Vanhaecke <i>et al.</i> 2015	Peces		●	●	●			
Vásquez <i>et al.</i> 2013	Anfibios		●	●				
Vega-Retter <i>et al.</i>	Peces		●	●				
Véliz <i>et al.</i> 2012	Peces			●				
Véliz <i>et al.</i> 2001	Gasterópodos	●						
Vera-Escalona <i>et al.</i> 2014a	Peces					●		
Vera-Escalona <i>et al.</i> 2017	Peces					●		
Vera-Escalona <i>et al.</i> 2019	Peces		●	●		●		
Vera-Escalona <i>et al.</i> 2015	Peces		●	●		●		
Vera-Escalona <i>et al.</i> 2014	Peces					●		
Vera-Escalona <i>et al.</i> 2018	Peces					●		
Vianna <i>et al.</i> 2011	Mamíferos					●		
Victoriano <i>et al.</i> 2012	Peces		●	●				
Victoriano <i>et al.</i> 2015	Anfibios	●						
Vidal <i>et al.</i> 2016	Anfibios		●		●	●		
Vila <i>et al.</i> 2013	Peces	●						
Viruel <i>et al.</i> 2014	Plantas			●				
Vis <i>et al.</i> 2007	Protistas		●					
Waters <i>et al.</i> 1999	Peces					●		
Xu <i>et al.</i> 2009	Crustáceos				●	●		
Zemlak <i>et al.</i> 2008	Peces		●		●	●		●
Zemlak <i>et al.</i> 2011	Peces		●		●	●	●	●
<b>Total</b>		<b>25</b>	<b>32</b>	<b>42</b>	<b>17</b>	<b>35</b>	<b>1</b>	<b>2</b>



MESA  
BIODIVERSIDAD



**Biodiversidad  
y cambio climático en Chile:**  
Evidencia científica  
para la toma de decisiones

# Capítulo 3 Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de Chile



## Capítulo 3

# Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de Chile



MESA  
BIODIVERSIDAD

COMITÉ  
CIENTÍFICO

DE CAMBIO  
CLIMÁTICO

## AUTORES

### Coordinadores

Alejandro H. Buschmann<sup>1,2,3</sup> y Stefan Gelcich<sup>4,5</sup>

### Coautores

Patricio Díaz<sup>1,2,3</sup>, Rodrigo Estévez<sup>4,5</sup>, María C. Hernández González<sup>1,2,3</sup>,  
Nelson Lagos<sup>6,7</sup>, Marco Lardies<sup>8</sup>, María José Martínez-Harms<sup>4,5</sup>,  
Sandra V. Pereda<sup>1,2,3</sup>, José Pulgar<sup>9</sup>

- 1 Universidad de Los Lagos
- 2 Centro de Investigación y Desarrollo de Recursos y Ambientes Costeros (Centro i-mar)
- 3 Centro de Biotecnología y Bioingeniería (CeBiB)
- 4 Pontificia Universidad Católica de Chile
- 5 Center for Applied Ecology and Sustainability (CAPES)
- 6 Universidad Santo Tomás
- 7 Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CiiCC)
- 8 Universidad Adolfo Ibáñez
- 9 Universidad Andrés Bello

Edición: Cartógrafo.cl <sup>SpA</sup>

Diseño: www.negro.cl

Foto portada: Unsplash

### Citar como:

Buschmann, A. H., S. Gelcich, P. Díaz, R. Estévez, M. C. Hernández González, N. Lagos, M. Lardies, M. J. Martínez-Harms, S. V. Pereda y J. Pulgar (2019). «Acuicultura, pesca y biodiversidad en ecosistemas costeros de 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

Este informe ha sido mandatado por la mesa Biodiversidad, una de las siete mesas que integran el Comité Científico COP25. Es un esfuerzo de revisión y síntesis preliminar enfocado en el tema de biodiversidad, y es complementario a otros esfuerzos, como por ejemplo al informe Propuestas para la actualización del Plan de Adaptación en Pesca y Acuicultura de la mesa Océanos del Comité Científico COP25.

## AGRADECIMIENTOS

El Comité Científico COP25 agradece al Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, al Ministerio del Medio Ambiente, a la Comisión Económica para América Latina y el Caribe, y a la Unión Europea por el apoyo en distintas etapas del trabajo del Comité, las mesas y submesas.

Los contenidos de este documento 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

<b>Resumen ejecutivo</b> . . . . .	<b>6</b>
Acuicultura . . . . .	6
Pesca. . . . .	7
<b>Introducción</b> . . . . .	<b>9</b>
<b>Acuicultura y biodiversidad</b> . . . . .	<b>10</b>
Desarrollo de la acuicultura en Chile . . . . .	10
Impactos ambientales de la acuicultura en Chile . . . . .	12
Acuicultura y biodiversidad . . . . .	12
Acuicultura y cambio climático . . . . .	14
Recomendaciones . . . . .	15
<b>Pesca y biodiversidad</b> . . . . .	<b>16</b>
Situación global: Pesquerías y biodiversidad marina . . . . .	16
Situación local: Afrontando el problema entre pesca y biodiversidad a través del manejo ecosistémico . . . . .	18
Situación local: Áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos y servicios ecosistémicos . . . . .	18
Recomendación: AMERB y conservación de la biodiversidad . . . . .	21
Situación local: Creación de los comités de manejo para administrar las áreas libres de pesca . . . . .	22
Recomendaciones Planes de manejo y biodiversidad. . . . .	23
<b>Recomendaciones generales</b> . . . . .	<b>25</b>
<b>Referencias</b> . . . . .	<b>26</b>



## FIGURAS

Figura 1. (A) Desembarque de peces, invertebrados y algas producidas por prácticas de acuicultura en Chile durante la última década (2008-2017). (B) Cambio en el nivel de producción para peces, invertebrados y algas durante la última década. . . . . 11

Figura 2. Producción (porcentaje y toneladas) por acuicultura para diferentes especies de (A) peces, (B) invertebrados y (C) algas, durante 2017. . . . . 11

Figura 3. (A) Representación de la relación de respuesta de cada servicio ecosistémico. (B) Distribución del número de estudios que aborda la provisión de servicios ecosistémicos en las AMERB desde 1998 hasta 2017 y (C) los servicios ecosistémicos específicos. . . . . 20

Figura 4. (A) Esquema conceptual ilustrando como sindicatos de pescadores artesanales acuerdan asignar parte de sus AMERB como una AMP no-extractiva. (B) Un sistema de vigilancia con video se utiliza para monitorear la zona no extractiva. . . . . 21

## TABLA

Tabla 1: Ejemplos de recomendaciones clave para el proceso de evaluación temprana de la implementación de políticas de planes de manejo. . . . . 24



## Resumen ejecutivo

Los ecosistemas marinos y su biodiversidad asociada proporcionan una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos. Una proporción importante de la población mundial vive y depende de las zonas costeras y sus recursos; por lo tanto, la pérdida de servicios ecosistémicos puede traer importantes consecuencias para el bienestar humano.

Este informe se focaliza en un análisis de la relación entre acuicultura, pesca y biodiversidad. Se hace hincapié en recomendaciones para asegurar la implementación efectiva de modelos institucionales que aseguren la sostenibilidad de las actividades productivas considerando el cuidado de la biodiversidad en Chile.

### ACUICULTURA

Sin lugar a duda, la acuicultura posee impactos ambientales y afecta la biodiversidad no solo bajo las instalaciones de producción, sino que también ecosistemas de ríos y cuencas con consecuencias aún no cuantificadas en su globalidad. No obstante, los efectos a mayor escala espacial y la acumulación de efectos en el tiempo tampoco han sido debidamente documentados. También es necesario abordar los efectos ambientales de otras actividades de acuicultura (p. ej., producción de mejillones y algas) que han recibido menor atención (para el cultivo de algas en condiciones suspendidas, se han indicado leves efectos ambientales, pero es necesario evaluar otras variables que no están establecidas en las actuales regulaciones). Por ello, conocer las reales y complejas interacciones de la acuicultura como un conjunto sobre los ecosistemas costeros, es un gran desafío, necesario de implementar pronto, y para lo cual se hacen las siguientes recomendaciones:

1. Instalar un sistema de monitoreo biológico-ambiental-productivo, con bases de datos abiertas y transparentes para mantener y generar un sistema de alertas tempranas.
2. Mantener un sistema de regulaciones adaptativo, abierto a cambios de acuerdo con la información científica y técnica que se vaya generando.
3. Las regulaciones de las diferentes actividades de acuicultura (salmones, mejillones, algas), deben contar con variables físicas y biológicas distintivas, que consideren cómo estas interactúan con el ambiente, pero al mismo tiempo, que entreguen un marco de evaluación del ecosistema más allá de los efectos de las zonas licenciadas, toda vez que muchos impactos de la acuicultura abarcan efectos en zonas espacialmente más grandes.
4. Generar modelos matemáticos con el fin de contextualizar los hallazgos científicos particulares, así como, marcos predictivos para la región y según el tipo de acuicultura.
5. Desarrollar modelos productivos que mitiguen los impactos ambientales de la acuicultura y que tengan además una mayor capacidad de adaptación a las condiciones que el cambio climático impondrá en la costa de Chile.
6. Diseñar estrategias de restauración activa de áreas impactadas por la salmonicultura y de bancos naturales de moluscos que sustentan la mitilicultura y biodiversidad regional.

Todo lo anterior, debe estar en un contexto de manejo de información abierta y transparente, de modo de hacer diferentes tipos de evaluaciones independientes, que utilicen variados tipos de análisis para lograr establecer los verdaderos alcances ambientales que la acuicultura tiene sobre los ecosistemas costeros en escenarios de cambio climático.



## PESCA

La sobreexplotación pesquera es reconocida como un problema ambiental y socioeconómico prioritario, que ha reducido la biodiversidad y modificado el funcionamiento de los ecosistemas marinos. Las actividades de pesca intensiva (p. ej., pesca de arrastre), además de perjudicar directamente la biodiversidad marina, puede modificar el hábitat bentónico y su estructura comunitaria, lo que impacta a complejos procesos ecosistémico de los océanos, y que a largo plazo afecta su sostenibilidad y resiliencia. El aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero también ha desencadenado una serie de cambios en el océano. El aumento de temperatura y la acidificación del océano tienen el potencial de afectar la distribución de especies e interrumpir el funcionamiento del ecosistema y los servicios que brinda a los seres humanos.

El efecto sinérgico entre sobreexplotación y cambio climático puede tener efectos graves sobre la captura, la biomasa disponible de recursos pesqueros y los retornos económicos, a menos que se adopten estrategias proactivas y adaptativas. En este contexto, hay consenso en que la urgencia fundamental radica en abordar fallas de gestión ambiental o de gobernanza ambiental, enfatizando la importancia de establecer una institucionalidad que integre múltiples servicios ecosistémicos, a disposición de los usuarios y de los tomadores de decisión en el manejo de estos recursos. Es urgente concentrar los esfuerzos en fortalecer, evaluar e implementar mecanismos de manejo ecosistémico, el que incluye las interacciones entre los componentes del ecosistema, los humanos y los impactos acumulativos de múltiples actividades, promoviendo tanto la conservación como el uso sostenible de recursos.

En Chile, el modelo de gobernanza en la administración de los recursos pesqueros ha experimentado importantes transformaciones y existen elementos del enfoque ecosistémico que se están aplicando. En lo que sigue proponemos recomendaciones para asegurar la implementación efectiva del manejo ecosistémico a través de modificaciones del modelo institucional existente en Chile.

### Áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos

La piedra angular de la gobernanza son las políticas pesqueras de áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB) y de los planes de manejo pesquero. La evidencia científica señala que las AMERB tienen el potencial de sustentar la biodiversidad marina y todas las diferentes tipologías de servicios de los ecosistemas cuando se aplican adecuadamente. Sin embargo, la sola existencia de la política de área de manejo no garantiza la prestación sustentable de servicios ecosistémicos. Esto dependerá de la forma en que la política continúe siendo implementada, operacionalizada, aplicada y adaptada a los nuevos desafíos planteados por los mercados y a los distintos forzantes del cambio global como es el cambio climático y la acidificación del océano. Es clave apoyar a comunidades locales de pescadores en el cuidado de las áreas que administran, además de crear capacidades para el desarrollo de nuevas iniciativas de negocios asociadas a los múltiples servicios ecosistémicos que proveen las áreas. Muchas AMERB han fallado o podrían fallar en su implementación cuando se enfrentan a forzantes del cambio global, porque no entendemos suficientemente las condiciones socioeconómicas locales y las teleconexiones a escala global, que permiten una adaptación exitosa de la política de áreas de manejo. Un modelo interesante que hoy se encuentra bajo consideración y análisis, que podría incrementar el potencial de las áreas de manejo en términos de conservación de la biodiversidad, se refiere al establecimiento de las zonas no extractivas (de veda) dentro de una porción de estas. Estudios iniciales de casos pilotos para probar esta alternativa se han desarrollado con resultados preliminares prometedores, sin embargo, es importante investigar las formas en que el modelo puede ser institucionalizado y así como los modelos de negocios asociados a los servicios ecosistémicos que producen estas áreas.

### Planes de manejo

La implementación de los planes de manejo por parte de los comités de manejo ha sido estudiada por varios autores mediante una evaluación temprana llevada a cabo a través de entrevistas, talleres individuales y síntesis de actas e informes existentes. Se han identificado los principales desafíos para la correcta implementación de la política de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA, Ley N°18892) orientada al manejo ecosistémico como: (a) la correcta instalación del nuevo modelo institucional, lo que requiere generar confianza entre los actores y asegurar los recursos presupuestarios y capacidades humanas necesarias, y (b) la plena incorporación del enfoque ecosistémico a dicho modelo, lo que requiere participación y representatividad adecuada de los actores y mejores procesos de producción e integración de conocimiento científico, burocrático y local.



Dentro de las recomendaciones principales se encuentra: (a) Otorgar mayor acceso a la información a todos los actores interesados en el plan de manejo, y adoptar mejores prácticas de transparencia y en general procesos de estandarización y mejoras de acceso a la información de relevancia. (b) Asignar recursos presupuestarios y capacidades humanas suficientes para que las autoridades pesqueras puedan asumir adecuadamente el rol que le asigna el nuevo modelo. (c) Asegurar que los actores privados cuenten con medios e incentivos suficientes para participar en los comités científicos y de manejo. (d) Asegurar la participación y adecuada representatividad de todos los actores claves en los comités de manejo pesquero, composición que debería poder variar de un comité a otro. (e) Asegurar que los comités de manejo puedan generar conocimientos en forma autónoma, en particular en materias económicas y sociales, potenciando el rol de la unidad de análisis sectorial de la Subsecretaría de Pesca (SUBPESCA) como también la posibilidad de co-integrar distintos tipos de conocimientos en el proceso de elaboración, implementación y revisión de los planes de manejo pesquero. El enfoque de manejo ecosistémico establece lineamientos generales para el desarrollo de la actividad pesquera que considera dimensiones socioeconómicas, ecológicas y de biodiversidad. De esta forma, la implementación nacional y regional del manejo ecosistémico está determinada por la capacidad y la coordinación intersectorial y la integración de múltiples actores y sus respectivos conocimientos en pro de la sostenibilidad, al respecto un punto clave el conocimiento acabado de la diversidad de condiciones físico-biológicas donde se requiere implementar el manejo. Instancias nacionales para el establecimiento de agendas políticas, como lo son los programas de gobierno, las políticas nacionales y los planes estratégicos debiesen indicar claramente en qué nivel y de qué forma se pueden introducir los diferentes elementos del manejo ecosistémico en la gestión marina. Esto debe incluir aspectos relacionados con la coordinación interinstitucional y la coherencia normativa entre diferentes cuerpos legales.



## Introducción

Por mandato de la mesa Biodiversidad, una de las siete mesas que integran el Comité Científico COP25, se solicitó llevar a cabo un análisis de la situación global y nacional, e identificación de brechas de política pública en dos ámbitos: la relación entre acuicultura y biodiversidad, y la relación entre pesca y biodiversidad. Estos temas, 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 y complementaria a otros esfuerzos (Yáñez *et al.*, 2018), y que esperamos sirva como punto de partida para posteriores informes que mejoren y construyan sobre el que aquí se presenta. Este informe pretende ser un complemento, enfocado en el tema de biodiversidad, a los informes elaborados por la mesa Océanos. Nuestra premisa principal se basa en que fomentar la sustentabilidad y resiliencia de los sistemas socioecológicos, pasa por generar políticas proactivas que permitan realizar una gestión integral de la biodiversidad y establezcan una gobernanza eficiente, eficaz y transparente.

En Chile, la pesca y la acuicultura constituyen una actividad económica relevante, cuyo aporte se estima en un 1 % del Producto Interno Bruto (PIB), alcanzando el 8.0 % de las exportaciones nacionales en 2016. Dicha actividad económica se desarrolla a lo largo de toda la costa chilena, alrededor de 4200 kilómetros lineales y más de 80 000 kilómetros de borde costero, y constituye una fuente importante de empleo regional. En conjunto, ambos subsectores generan alrededor de 150 000 empleos directos e indirectos, incluyendo entre otros a tripulantes, armadores, trabajadores en centros de cultivos y plantas de proceso, buzos y recolectores. La pesca y acuicultura son actividades que se sustentan y que generan impactos en la biodiversidad de Chile. En este estudio, se sintetiza información sobre los efectos de la pesca y acuicultura sobre la biodiversidad, haciendo hincapié en las recomendaciones para asegurar la implementación efectiva de modelos institucionales, que aseguren la sostenibilidad de las actividades productivas considerando el cuidado de la biodiversidad en Chile. El presente informe se divide en dos grandes secciones, una orientada a la acuicultura y otra a la pesca.



# Acuicultura y biodiversidad

La acuicultura es la actividad productora de alimento para el ser humano que más rápido crecimiento tiene en la actualidad (Henriksson *et al.*, 2018) y parece ser la única forma de poder resolver el problema de la sobrepesca y el acceso de la población a esa fuente de proteína. Sin embargo, la acuicultura como todo sistema de producción de alimento es también un importante agente que interviene en la acción del cambio climático y por ello su desarrollo debe enfrentar el desafío de la mitigación de sus propios impactos ambientales (Springmann *et al.*, 2018).

Una mirada con mayor detalle del tipo de organismos que se utilizan en acuicultura y que explican su actual desarrollo, muestra que este está basado principalmente en la producción de algas y secundariamente en peces e invertebrados herbívoros u omnívoros como carpas (Chopin *et al.*, 2008).

Sin embargo, en Chile, la producción está basada principalmente en organismos carnívoros como son los salmonídeos, actividad que para su mantención genera una presión por recursos naturales. Por ello se ha demostrado desde hace tiempo que la huella de producción de estos organismos genera diversos, complejos e importantes efectos sobre el medio ambiente (Folke *et al.*, 1998). Incluso sistemas de cultivo que permiten contener la descarga de desechos pueden tener efectos ambientales mayores debido a una creciente demanda de energía e insumos para su producción (Ayer & Tyedmers, 2008). Por ello, el desarrollo de una acuicultura basada en organismos que no permiten reducir la demanda de recursos no ayudará necesariamente a dar un mayor grado de sustentabilidad a esta industria, y requiere de incentivos adecuados para mejorar la eficiencia de uso de recursos y protección ambiental (Troell *et al.*, 2014).

Como se desprende del párrafo anterior, no todos los organismos que se cultivan en sistemas acuáticos tienen los mismos efectos ambientales, los tipos de impactos son variables, así como también la magnitud de estos. Además del tipo de organismo, las escala e intensidad de cultivo (extensivo o pequeña escala a intensivo o escala comercial), ambiente utilizado (bahías cerradas o mar abierto), las tecnologías de producción usadas, así como las prácticas y estrategias productivas, implican impactos ambientales también de diferente magnitud.

Para llevar a cabo una evaluación sobre la sustentabilidad de la acuicultura en Chile se realizará una evaluación de los aspectos científicos más relevantes que el tema tiene. Para ello basado en la “Web of Knowledge” se levantará información existente y se analizará el estado del conocimiento científico sobre el impacto ambiental de la acuicultura sobre la biodiversidad en un marco de cambio climático.

## DESARROLLO DE LA ACUICULTURA EN CHILE

Durante 2017, Chile produjo más de 880 000 toneladas de salmonídeos. De ellos, el Salmón del Atlántico fue la especie que presentó los mayores desembarques (Figura 1). Durante la última década y luego de la caída de la producción por la crisis del virus ISA, la producción de salmonídeos aumentó en 254 000 toneladas y fue el sector acuícola de mayor crecimiento (29.7 % en una década), seguido de los mitílidos con 338 000 toneladas (Figura 2). El desarrollo del cultivo de este bivalvo fue de casi el 50 % en la última década. Por otra parte, la producción del alga productora de agar *Agarophyton chilensis* (solo muy recientemente denominada *Gracilaria chilensis*) por acuicultura tuvo una disminución en la última década, tendencia que no ha sido contrarrestada por la implementación de la ley de incentivo a su cultivo (Figura 1).

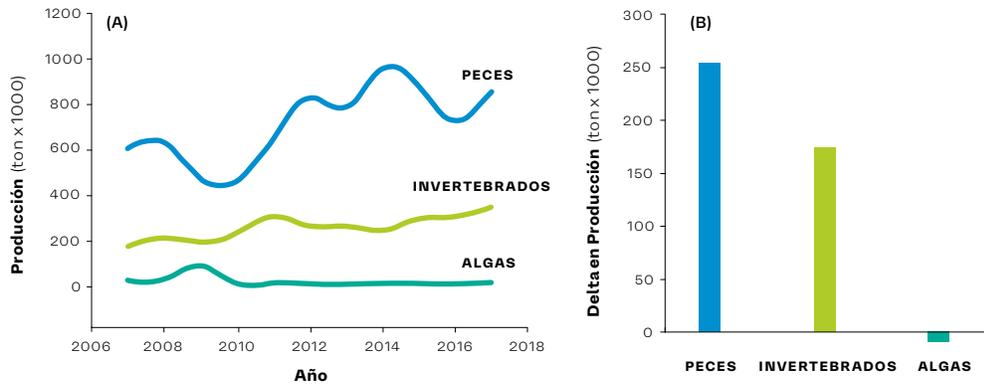


Figura 1. (A) Desembarque de peces, invertebrados y algas producidas por prácticas de acuicultura en Chile durante la última década (2008-2017). (B) Cambio en el nivel de producción para peces, invertebrados y algas durante la última década. Fuente: SERNAPESCA, 2017.

Otro aspecto que parecen insinuar las estadísticas de producción de Chile es que se está frente a un proceso de diversificación (Figura 1). Además del salmón del Atlántico, del salmón Pacífico, trucha, choritos (mejillón chileno) y del alga *Agarophyton* o pelillo, hoy Chile cuenta con pequeñas producciones de varios peces marinos como Corvina, Turbot y Vidriola, así como ostiones, ostras, abalones y otras especies de bivalvos y además microalgas (Figura 2). La consolidación de estos productos alternativos llama la atención de que potencialmente se está diversificando la producción. No obstante, el crecimiento está puesto en organismos carnívoros y mejillones y la producción de algas es marginal, seguramente manteniéndose regulaciones inapropiadas, inclusive considerando la ley de incentivo al cultivo de algas que no logran que esta actividad productiva se desarrolle (Buschmann *et al.*, 2013). Teniendo estas estadísticas en cuenta, el desarrollo basado solo en producción animal tiene también consecuencias ambientales (Ver Buschmann *et al.*, 2008), lo cual se discutirá más adelante en este informe.

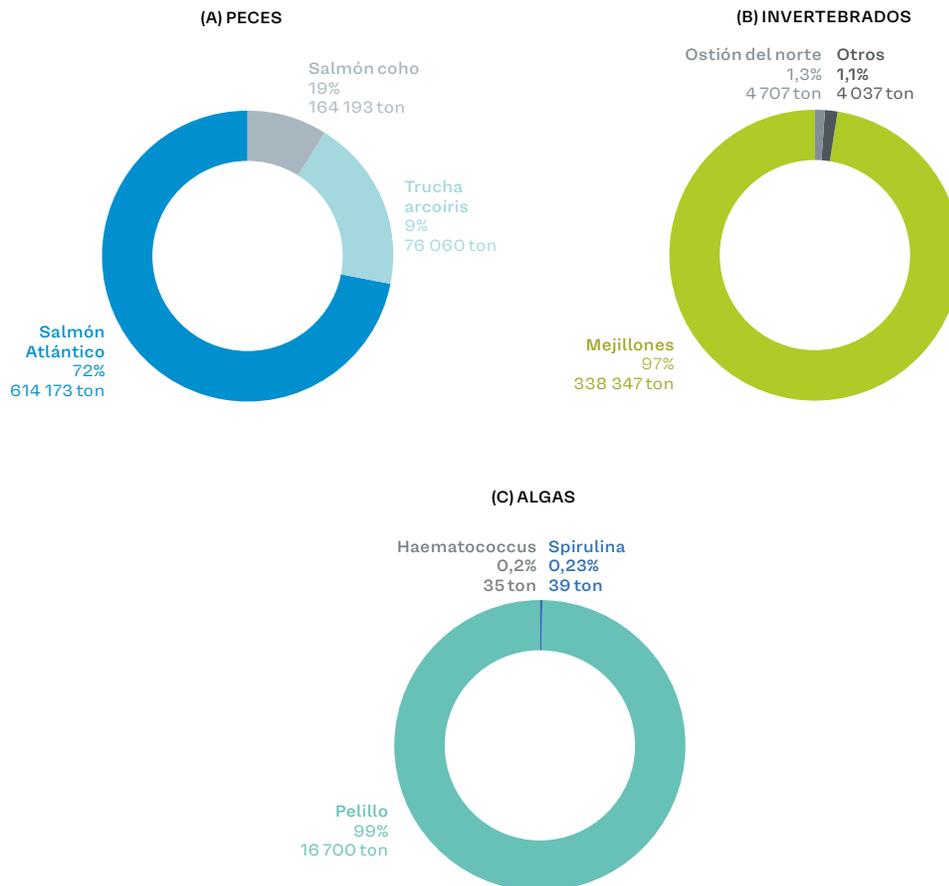


Figura 2. Producción (porcentaje y toneladas) por acuicultura para diferentes especies de (A) peces, (B) invertebrados y (C) algas, durante 2017. Fuente: SERNAPESCA, 2019.

## IMPACTOS AMBIENTALES DE LA ACUICULTURA EN CHILE

En general, la acuicultura genera diversos efectos ambientales en sistemas costeros. La principal atención la ha generado la producción de especies carnívoras como los salmonídeos que eliminan desechos orgánicos (principalmente fecas y residuos de alimento no ingerido) e inorgánicos al ecosistema (metabolitos de excreción como amonio) (Buschmann *et al.*, 2009). Además de estos efectos ambientales, esta industria produce contaminación biológica al existir escapes de peces que depredan sobre la fauna nativa y es responsable de la invasión del salmón Chinook en el sur-austral de Chile e incluso en la Patagonia Argentina, así como un flujo de patógenos y parásitos con consecuencias ambientales desconocidas en nuestras costas (Buschmann *et al.*, 2006). Por otra parte, la acuicultura utiliza varios tipos de productos químicos (p. ej., antiparasitarios, antibióticos, antifúngicos) que tienen consecuencias sobre las especies en producción, las especies nativas, efectos ambientales, e incluso riesgos sobre la población humana (*v.g.*, Cabello *et al.*, 2013; Urbina *et al.*, 2019). Es por ello, que el desarrollo de la salmonicultura tiene como uno de sus grandes desafíos, además de resolver cuestiones como los recursos utilizados para su alimentación y de salud animal, variadas y complejos impactos ambientales y de conservación de ecosistemas costeros (Buschmann & Muñoz, 2019).

Los aspectos ambientales asociados al desarrollo de la industria de mejillones (choritos) ha recibido una menor atención, debido a que hoy tenemos el marco regulatorio que generó la industria de salmonídeos, la percepción de la sociedad y la evidencia científica que señala que sus efectos ambientales son de magnitud menor que el de especies consumidoras como los salmonídeos y, en general, porque se percibe como una industria de menor tamaño donde participan pequeños emprendedores.

Finalmente, como estos organismos no requieren de alimento exógeno, en los sistemas costeros no tenemos el efecto de consumo de recursos y aún no hay evidencias de impactos más allá de la zona de cultivo. No obstante, los organismos filtradores como mejillones también canalizan y concentran materia orgánica localmente, lo que genera un incremento en los niveles de enriquecimiento orgánico en sedimentos y, por lo tanto, son un elemento que debe recibir mayor atención.

En adición, el manejo de los organismos incrustantes no está reglamentado como en la salmonicultura y su desprendimiento de los sistemas de producción, también contribuye a la acumulación adicional de materia orgánica bajo los sistemas de cultivo; además, se ha determinado que dependiendo de la escala de producción y de los patrones de circulación de las masas de agua, los organismos filtradores pueden disminuir la disponibilidad de fitoplancton por consumo y afectar el acceso de alimento para el zooplancton, lo que impacta en el resto de la cadena trófica marina. Por ello, el cultivo de mejillones tampoco es una actividad totalmente inocua para el medio ambiente y sus efectos ambientales no han sido estudiados en Chile. Estas actividades en general no usan productos químicos ni farmacéuticos para controlar patógenos, lo que sumaría en menores niveles de impacto ambiental.

## ACUICULTURA Y BIODIVERSIDAD

Recientemente, se ha visualizado que los efectos ambientales de las actividades de acuicultura ocurren a corta y a larga distancia (km) con impactos regionales (Weitzman *et al.*, 2019). Dentro de los primeros, se encuentran aquellos que ocurren bajo las balsas jaula principalmente por acumulación de materia orgánica. En Chile, se ha determinado que bajo los sitios de cultivo, se vislumbra un significativo aumento del carbono (C), fósforo (P) y Nitrógeno (N) asociado con una disminución de la biodiversidad de macroinvertebrados (Soto & Norambuena, 2004). Bajo las balsas jaula, ocurren varias alteraciones adicionales a los cambios de la macrofauna que van desde cambios biogeoquímicos en los sedimentos (Ver Figura 2 en Buschmann *et al.*, 2008), la disminución de la diversidad bacteriana (Hornick & Buschmann, 2018), acumulación de metales pesados como cobre (Buschmann & Fortt, 2005) y medicamentos como antibióticos (Buschmann *et al.*, 2012). Todas estas alteraciones ambientales producen que la biodiversidad bentónica en los centros de cultivo disminuya significativamente, desde valores de riqueza de especies promedio de 7.8 (con máximos superiores a 20) a valores de 3.5 (Soto & Norambuena, 2004).

Sin embargo, los efectos descritos en el párrafo anterior ya no se pueden observar a una distancia de 100 m del sitio de cultivo, por lo cual los efectos serían más bien locales. Se puede indicar que los efectos de patógenos, la introducción de especies exóticas, el enriquecimiento de nutrientes por productos de excreción inorgánicos (especialmente N), los impactos en las tramas tróficas y, por último, el depósito de basura, podrían difundirse e impactar en una región más amplia. En la costa de Chile, se ha determinado que la excreción de productos nitrogenados por actividades de salmonicultura de pequeña escala (<500 ton), podrían determinar



una exacerbación del crecimiento de algas al menos hasta 500 m de la unidad productiva (Troell *et al.*, 1997). No obstante, si esta actividad aumenta a niveles comerciales (< 1500 ton), el efecto de permitir un aumento del crecimiento de algas puede llegar al menos hasta unos 1,5 km (Abreu *et al.*, 2007). Si los centros de cultivo están a 3 km de distancia uno de otros, junto con la presencia de mitílidos que también aportan N inorgánico, es posible tener casi un continuo en el espacio de niveles de N incrementados, induciendo fenómenos masivos de eutroficación, tal como lo sugieren Buschmann *et al.* (2006) para la zona de Chiloé con datos para una zona con alta carga de acuicultura. Pero no solo N parece ser el problema a larga distancia, también se ha visualizado que residuos antibióticos pueden aparecer en lugares apartados (hasta 7 km) del centro de salmonicultura más cercano (Buschmann *et al.*, 2012). Recientemente, se ha demostrado los riesgos potenciales del uso masivo y recurrente de antiparasitarios usados por la industria salmonera (Urbina *et al.*, 2019). Estos efectos, pueden trascender en el control biológico del fitoplancton, al afectar poblaciones de organismos zoopláctivos, e incluso a larvas de poblaciones de artrópodos de importancia comercial como jaibas, cangrejos y centollas. En otras regiones, ya se ha demostrado como el uso de antiparasitarios en acuicultura pueden pasar por los diferentes niveles de una trama trófica, llegando a ser acumulados en invertebrados marinos (Wang *et al.*, 2019).

Es necesario documentar también los efectos a escala regional que el escape de salmones y la introducción del salmón chinook ha tenido como consecuencia de las prácticas de acuicultura (Ver revisión de Niklitschek *et al.*, 2013). Como cada uno de los cambios ambientales descritos ha afectado la dinámica de poblaciones y las interacciones de organismos ecológicamente relevantes de la zona austral es aún desconocida (Quiñones *et al.*, 2019). Más adelante enfocaremos la discusión de cómo estos cambios son incluso más complejos de comprender dentro de un contexto de cambio climático.

Las actuales regulaciones ambientales requieren determinar los niveles de impacto biológico en los sitios de acuicultura. No obstante, como estos efectos a mayor escala geográfica afectan la biodiversidad de las zonas costeras requieren ser aún estudiados para verificar las consecuencias ambientales que la acuicultura tiene sobre la biodiversidad en el sur de Chile. Recientemente y siguiendo esta misma línea argumental, se ha indicado que al menos 10 líneas de investigación son requeridas para poder comprender los impactos que la acuicultura está causando en el sur de Chile (Quiñones *et al.*, 2019):

1. Determinar impactos de residuos de alimento y fecas a una escala espacial amplia y verificar efectos ambientales de ellos acumulativos en el tiempo.
2. Desarrollar modelos de capacidad de carga para la promoción de una acuicultura sustentable.
3. Estudiar los efectos de la acuicultura sobre la generación de floraciones algales nocivas (FAN).
4. Profundizar los estudios sobre impactos del uso de antibióticos sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
5. Profundizar los estudios de los impactos de uso de antiparasitarios sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
6. Estudiar los efectos de uso de compuestos anti-incrustantes en sistemas de acuicultura.
7. Estudiar el efecto del uso de desinfectantes sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
8. Estudiar el impacto de salmones escapados sobre la fauna aledaña a los centros de cultivo.
9. Estudiar el impacto de acuicultura sobre mamíferos marinos, aves y tiburones.
10. Estudiar los impactos de acuicultura en cuerpos de agua dulce.

Sin embargo, a estos aspectos hay que agregar otros temas que han sido poco abordados, tales como la basura inorgánica (plásticos) (*v.g.*, Hinojosa & Thiel, 2009), los efectos indirectos de enfermedades y parásitos, potencialmente transferidos desde los peces en cultivo a organismos silvestres, entre algunas otras problemáticas ambientales. Es necesario abordar las interacciones entre sistemas productivos, tales como salmones, mejillones y algas, los que comparten el ecosistema y sobre los cuales desconocemos las complejas interacciones que pueden existir al ser co-cultivados en un mismo cuerpo de agua. Finalmente, es necesario desarrollar estrategias que se enfoquen a restaurar en forma activa los impactos ya observados de la salmonicultura sobre los patrones de biodiversidad local y regional del sur de Chile.

## ACUICULTURA Y CAMBIO CLIMÁTICO

Recientemente, Soto *et al.* (2019) describieron los principales ejes de vulnerabilidad que tiene la salmicultura en Chile asociado al cambio climático. Usando una herramienta de evaluación de riesgo ambiental semi-cuantitativa y basada en antecedentes climáticos, oceanográficos e hidrológicos, Soto *et al.* (2019), determinaron que los riesgos de la salmicultura en Chile están asociados a florecimientos de algas nocivas, enfermedades que podrían estar asociadas a variables de cambio climático, y por cambios ambientales en la temperatura, salinidad y disminución del oxígeno disuelto en la columna de agua. La reducción de las precipitaciones, junto con el incremento de la temperatura del mar y aire, se ven como una de las amenazas ambientales más relevantes que pueden influir en los aportes de agua dulce a los fiordos y canales en las regiones de Los Lagos y en Aysén (Garreaud *et al.*, 2013; Garreaud, 2018). En Magallanes, el modelo predice un cierto aumento de las precipitaciones con un leve incremento de la temperatura.

A pesar de estas predicciones existe aún un alto nivel de incertidumbre. ¿Cómo influirán los cambios de variables ambientales en las respuestas de organismos ecológicamente relevantes (p. ej., plancton)? No existe respuesta para esta pregunta en la actualidad. A modo de ejemplo, si disminuye el aporte de ríos al sistema de fiordos y canales, el ingreso relativo de sílice también disminuirá y podría cambiar la abundancia relativa de diatomeas por otro tipo de microalgas. Este tipo de cambios han sido observados en otros sistemas productivos del mundo, como son las rías gallegas del noroeste de España, donde un debilitamiento en la intensidad de la surgencia ha generado cambios en la comunidad fitoplanctónica caracterizados por aumento de dinoflagelados (principalmente, especies nocivas) y disminución de diatomeas (Pérez *et al.*, 2011). Estos cambios pueden traer diferentes efectos a las tramas tróficas y composición de los organismos asociados. Preguntas como estas, claramente requieren de programas de seguimiento que van más allá de los programas de monitoreo de mareas rojas que hoy se lleva a cabo en esta macrorregión. En este contexto, aún con muchas variables de respuestas desconocidas, Soto *et al.* (2019) indicaron que se debe reducir la vulnerabilidad de esta región disminuyendo la concentración de la producción por acuicultura en cada comuna y como ello tiene consecuencias económicas se debe apostar a una matriz acuícola más diversificada. La diversificación acuícola debe ir acompañada de un sistema de monitoreo transparente y accesible, que tenga alarmas tempranas para las diferentes zonas de acuicultura.

Por otra parte, parece imprescindible que la diversificación de la industria acuícola vaya acompañada de un modelo estratégico de desarrollo de la acuicultura, que permita mitigar sus impactos ambientales como se ha demostrado en países como China, donde el desarrollo de la acuicultura es masivo (Yang *et al.*, 2015; Xiao *et al.*, 2017). Estos sistemas de co-cultivo podrían ser altamente relevante para mantener una producción sostenible en un escenario de acidificación de los océanos como proponen Fernández *et al.* (2019). Desde esta perspectiva, el desarrollo de cultivo intensivo, por ejemplo, de mitílidos en el mar interior de Chiloé, se torna todo un desafío en escenarios de cambio ya que aunque se han identificado potenciales refugios a la acidificación costera donde los organismos calcificadores podrían construir adecuadamente sus exoesqueletos de carbonato (v.g., Yévenes *et al.*, 2019), el aumento de temperatura y derretimiento de glaciares (Vargas *et al.*, 2017) podrían desafiar este proceso de calcificación por el cual crecen los mitílidos y otros invertebrados. El exoesqueleto calcáreo de estos invertebrados es un biomaterial cuyo componente principal (95 %) es carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Así, sumado a la explotación de bancos naturales durante los últimos 20 años, el crecimiento en producción de la industria mitilicultora ha implicado la extracción progresiva y proporcional de carbonato desde el océano, depositándolo en el sistema terrestre.

Es necesario establecer el potencial desbalance que la acuicultura está generando entre los procesos de calcificación y disolución del carbonato que da origen y sustentabilidad a los bancos naturales y la diversidad asociada a estos (Gutiérrez *et al.*, 2003). La formación y disolución del carbonato de calcio de las valvas de mitílidos depende de su estado de saturación en el agua de mar o parámetro omega ( $\Omega$ ): a valores de  $\Omega < 1$  el carbonato de calcio se disuelve en los iones constituyentes (calcio:  $\text{Ca}^{2+}$  y carbonato:  $\text{CO}_3^{2-}$ ). En zonas de bajo pH ácido, como fiordos estuarios con aporte de agua dulce, es posible registrar valores de  $\Omega < 1$  (Alarcón *et al.*, 2015, Vargas *et al.*, 2017) lo cual facilita la disolución del carbonato de calcio y el ion carbonato liberado aumenta la alcalinidad del océano, amortiguando el descenso en pH o bien disponible para ser reciclado en la calcificación y crecimiento de nuevos individuos (Waldbusser *et al.*, 2013).

Lo anterior sugiere un rol fundamental de los organismos calcificadores en la estabilización de la capacidad búfer del océano costero frente a procesos de acidificación y su disponibilidad es crucial para facilitar la calcificación y crecimiento de organismos calcificadores, con implicancias en la producción de semillas y adultos que sustentan a la mitilicultura. Por lo tanto, la sostenibilidad del cultivo masivo de mitílidos en el sur de Chile y su interacción con los patrones de distribución y abundancia de invertebrados calcificadores que



cohabitan en la región, dependerá de la incorporación dentro de su modelo de gestión, prácticas como la economía circular y la asignación de nociones de valor ecológico al carbonato de calcio de las valvas y no como un desecho de la industria. Sin embargo, este tipo de prácticas requieren de la revisión de los reglamentos y normativas que definen la disposición de las valvas de carbonato de la acuicultura. Es urgente desarrollar estudios enfocados en establecer las formas que debiese disponerse el retorno o reciclaje de este biomaterial al hábitat natural y las consecuencias esperadas en la estructuración de bancos de mitílidos y ostras (v.g., Powell *et al.*, 2007; Waldbusser *et al.*, 2013) y su impacto en la biodiversidad como ingenieros ecosistémicos (Gutiérrez *et al.*, 2003).

## RECOMENDACIONES

Sin lugar a duda, la salmonicultura posee impactos ambientales y afecta la biodiversidad bajo las instalaciones de producción (v.g., Soto & Norambuena, 2004; Hornick & Buschmann, 2018). No obstante, los efectos a mayor escala espacial y la acumulación de efectos en el tiempo no han sido debidamente documentados. En este contexto, es necesario abordar los efectos ambientales de otras actividades de acuicultura como la producción de mejillones y algas, las cuales han recibido menor atención (para el cultivo de algas en condiciones suspendidas se han indicado leves efectos ambientales, pero es necesario evaluar otras variables que no están contempladas en las actuales regulaciones, Buschmann *et al.*, 2013, 2014). Por ello, el conocer las reales y complejas interacciones de la acuicultura como un conjunto sobre los ecosistemas costeros, es un desafío mayor que requiere de una implementación urgente y para ello se hacen las siguientes recomendaciones:

- › Instalar un sistema de monitoreo biológico-ambiental-productivo, con bases de datos abiertas y transparentes para mantener y generar un sistema de alertas tempranas.
- › Mantener un sistema de regulaciones adaptativo, abierto a cambios de acuerdo con la información científica y técnica que se vaya generando.
- › Considerar las variables distintivas en las regulaciones de las diferentes actividades de acuicultura (salmones, mejillones, algas), las cuales tengan en cuenta cómo diferentes actividades de cultivo interactúan con el ambiente. Al mismo tiempo, deben entregar un marco de evaluación del ecosistema más allá de los efectos de las zonas licenciadas, toda vez que muchos impactos abarcan efectos en zonas espacialmente más grandes.
- › Generar modelos matemáticos con el fin de contextualizar los hallazgos científicos particulares y crear marcos predictivos para la región.
- › Desarrollar modelos productivos que mitiguen los impactos ambientales y tengan una mayor capacidad de adaptación a las condiciones que el cambio climático impondrá a la acuicultura en la costa de Chile.
- › Determinar objetivamente zonas de alta productividad ambiental, que permitan ya sea disminuir o prevenir el impacto de actividades asociadas a la acuicultura.
- › Diseñar estrategias de restauración activa de áreas impactadas por la salmonicultura y de bancos naturales de moluscos que sustentan la mitilicultura y biodiversidad regional.

Todo lo anterior, debe estar en un contexto de manejo de información abierta y transparente, de modo que se puedan hacer diferentes tipos de cuantificaciones independientes y mediante el uso de variados tipos de análisis, para lograr establecer los verdaderos alcances ambientales que la acuicultura tiene sobre los ecosistemas costeros.



# Pesca y biodiversidad

## SITUACIÓN GLOBAL: PESQUERÍAS Y BIODIVERSIDAD MARINA

Si bien se ha prestado gran atención a la disminución de la biodiversidad terrestre, es evidente que también han habido cambios sustanciales en la biodiversidad marina (Myers & Worm, 2003). Los ecosistemas marinos y su biodiversidad asociada proporcionan una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos (Worm *et al.*, 2006). Además, una proporción importante de la población mundial vive cerca de la costa; por lo tanto, la pérdida de servicios ecosistémicos, como el control de inundaciones y la protección de las costas, puede traer consecuencias importantes para el bienestar humano (Adger *et al.*, 2005; Danielsen *et al.*, 2005).

Aunque las extinciones marinas se registran más lentamente a escala global (Dulvy *et al.*, 2003), los ecosistemas regionales como las comunidades de peces costeros (Jackson *et al.*, 2001) y oceánicos (Worm *et al.*, 2005) están sufriendo extinciones locales, padeciendo cambios en su estructura de tamaño y perdiendo grupos funcionales completos. Los cambios en la biodiversidad marina son causados directamente por estresores como el cambio climático, la sobre-explotación de los recursos marinos, la contaminación y la destrucción del hábitat, o indirectamente por las perturbaciones relacionadas con la acidificación del océano (Bertness *et al.*, 2001; Jackson *et al.*, 2001; Dulvy *et al.*, 2003; Pandolfi *et al.*, 2003; Worm *et al.*, 2005; Lotze *et al.*, 2006).

Dentro de estos estresores, la sobre-explotación ocasionada por la pesca comercial tiene un profundo efecto en los ecosistemas marinos y en su biodiversidad (Thrush & Dayton, 2002; Worm *et al.*, 2009). La sobreexplotación pesquera es reconocida como un problema ambiental y socioeconómico prioritario que ha reducido la biodiversidad y modificado el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Jackson *et al.*, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006). La disminución generalizada y el colapso de las principales poblaciones de peces han generado preocupación global por los efectos de la sobreexplotación pesquera en estas comunidades (Myers & Worm, 2003).

Los datos históricos de los ecosistemas costeros sugieren que las pérdidas de grandes peces depredadores, así como de mamíferos, han sido especialmente pronunciadas y han precipitado cambios marcados en la estructura y función los ecosistemas marinos (Steneck & Carlton, 2001). Sin embargo, las tendencias actuales, así como las futuras, siguen siendo controversiales para la pesca mundial (Worm *et al.*, 2006; Hilborn, 2007; Murawski *et al.*, 2007). En este contexto la pesca de arrastre, representa una de las prácticas de pesca que más afectan la biodiversidad en los océanos del mundo (Trenkel *et al.*, 2019). Las redes de arrastre están diseñadas para atrapar especies-objetivo económicamente valiosas y son operadas desde barcos mecanizados (Kumar & Deepthi, 2006).

Como una pesca móvil no selectiva, la red de arrastre de fondo recoge todos los organismos a su paso y la captura incidental de especies que no son el objetivo de la pesca comercial (*by-catch*), se ha convertido en una preocupación importante a nivel mundial (Pusceddu *et al.*, 2014). Por ejemplo, la pérdida de grandes especies de vertebrados marinos, que tienen poco o ningún valor comercial, como las tortugas marinas, las aves marinas y los mamíferos marinos, han centrado la atención en los impactos ecológicos de la captura incidental en las pesquerías mundiales (Lewison *et al.*, 2004).

La pesca de arrastre además tiene una gran cantidad de impactos en el fondo marino, incluido el empobrecimiento del *stock*, las alteraciones de la morfología del fondo marino, la re-suspensión de sedimentos y el aumento de la turbidez del agua del fondo, la mortalidad del epibentos, y la alteración de los ciclos de nutrientes y la biodiversidad bentónica (Thrush & Dayton 2002; Pusceddu *et al.*, 2014). Por ejemplo, el estudio



de Pusceddu *et al.* (2014) muestra que la pesca de arrastre en fondos blandos de aguas profundas, altera fuertemente las características bioquímicas del sedimento y reduce la diversidad de especies y la abundancia de organismos meiofaunales (animales de tamaño 40-500  $\times$  m), en particular, los nematodos (Pusceddu *et al.*, 2014). Los pequeños animales de sedimentos fangosos, también se ven afectados por el arrastre de fondo por lo que probablemente, ningún hábitat sea inmune a los impactos de la pesca de arrastre (Watling, 2014). El equipo de arrastre de alta mar es grande y pesado, y genera turbulencias que se manifiestan en grandes columnas de sedimentos en fondos arenosos o fangosos haciendo surcos en el sedimento que pueden durar mucho tiempo (Watling, 2014). Un estudio realizado por Puig *et al.* (2012) estableció que los lodos del fondo re-suspendidos por la actividad de arrastre, podían ser transportados a largas distancias, lo que afectaba drásticamente la topografía del fondo y más aún la heterogeneidad del hábitat en el área donde la pesca de arrastre era frecuente.

A medida que las pesquerías de las plataformas continentales se han explotado (Pauly, 2007), la búsqueda de especies comercialmente valiosas, se ha trasladado fuera de la plataforma continental. Este fenómeno resulta en el agotamiento de las reservas de aguas profundas y también con consecuencias para el bentos (Watling, 2014).

Actividades de pesca comercial intensiva, además de ser perjudiciales para la biodiversidad marina, modificar el hábitat bentónico y la estructura de la comunidad, afectan a su vez a los complejos procesos ecosistémico de los océanos, lo que a largo plazo afecta la sostenibilidad de la pesca marina (Pusceddu *et al.*, 2014). Las perturbaciones de arrastre modifican los procesos de producción bentónica (Jennings *et al.*, 2001), la tasa y la magnitud de la regeneración de nutrientes (Dounas *et al.*, 2007) y puede causar impactos a largo plazo en los flujos de nutrientes de sedimentos (Olsgard *et al.*, 2008).

El aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero, también ha desencadenado una serie de cambios físico-químicos en el océano. Las capas superiores del océano se han calentado en los últimos 100 años. Además, se han descrito, un conjunto de cambios abióticos adicionales en los ecosistemas marinos, incluido el aumento del nivel del mar (Rahmstorf *et al.*, 2007), tormentas más intensas (Knutson *et al.*, 2010) y cambios en la fuerza del viento y los patrones de surgencia (Bakun & Weeks, 2004), que afectarán la biodiversidad en los océanos. Además del calentamiento, el aumento de las concentraciones de CO<sub>2</sub> antropogénico en la atmósfera ha llevado a la acidificación de los océanos: el pH de las capas superficiales del océano ha disminuido en aproximadamente 0,02 unidades de pH por década desde el período preindustrial (Doney *et al.*, 2009). Los impactos de la pesca y estos cambios en las condiciones químicas del océano, en conjunto, tienen el potencial de afectar todos los niveles de organización biológica e interrumpir el funcionamiento del ecosistema y los servicios que brindan para los humanos.

En un trabajo reciente, Gaines *et al.* (2018) analizan las implicancias del cambio climático sobre las pesquerías, señalando que el efecto sinérgico de sobreexplotación y cambio climático puede tener efectos graves sobre la captura, la biomasa disponible y los retornos económicos a menos que se adopten estrategias proactivas y adaptativas. En un trabajo complementario, Sumaila *et al.* (2019) señalan que mitigar emisiones en consonancia con el Acuerdo de París, "muy por debajo de 2 °C y hacer todos los esfuerzos para limitarlo a 1.5 °C", trae efectos muy positivos a las pesquerías en términos de biomasa, captura y retornos económicos.

Reconociendo que tanto en Chile como en el mundo, las causas de la situación de sobreexplotación de los recursos pesqueros, y su relación con los impactos del cambio climático, son complejas y diversas, hay consenso en que la urgencia fundamental radica en abordar fallas de gestión ambiental o de gobernanza ambiental, enfatizando la importancia de establecer una institucionalidad que integre múltiples servicios ecosistémicos, a los usuarios y a los tomadores de decisión en el manejo de estos recursos (Plan de Adaptación al Cambio Climático para Pesca y Acuicultura, 2015). Es urgente concentrar los esfuerzos en fortalecer, evaluar e implementar mecanismos de manejo ecosistémico. En este sentido, resulta clave la detección e identificación de zonas de alta productividad, las cuales han demostrado tener un fuerte impacto sobre especies explotadas (Baku *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2018; Teixeira *et al.*, 2016). El conocer la extensión geográfica, así como la variación espacial y temporal de las zonas de alta productividad permitirían comprender de mejor manera las variaciones en la diversidad costera, e incrementar esfuerzos de manera direccionada para el manejo ecosistémico, en un océano cada vez más estresado.



## SITUACIÓN LOCAL: AFRONTANDO EL PROBLEMA ENTRE PESCA Y BIODIVERSIDAD A TRAVÉS DEL MANEJO ECOSISTÉMICO

Los recursos hidrobiológicos son por naturaleza de libre acceso, esto es, están disponibles en el mar para cualquiera, por lo que ha sido necesario, tanto en Chile como en el resto del mundo, generar regulaciones que limiten la actividad extractiva de los actores interesados para evitar la sobreexplotación mediante distintos instrumentos y la creación de institucionalidad pública *ad hoc*. Dichas regulaciones no siempre han resultado exitosas en lograr su objetivo, como es evidente al ver qué tanto a nivel mundial como en Chile, una parte importante de los recursos pesqueros está sobreexplotada e incluso colapsada. Durante la última década, las discusiones de política ambiental a nivel mundial han alentado cada vez más un enfoque ecosistémico para la gestión de los océanos.

El enfoque ecosistémico es una estrategia integral para el manejo de los recursos naturales. Lo “ecosistémico” se refiere a considerar todos los recursos vivos y no vivos para el manejo de un sistema determinado (Gelcich *et al.*, 2009). La aproximación ecosistémica se basa en la aplicación del método científico y la integración de diferentes tipos de conocimiento, para evaluar las interacciones entre los componentes del sistema y los impactos acumulativos que múltiples actividades antrópicas producen. La diversidad cultural de los sistemas sociales se reconoce como un componente integrante del ecosistema. Es decir, el enfoque ecosistémico propone una mirada amplia para su aplicación en la administración de las pesquerías. Por lo tanto, no se circunscribe al estudio de las interacciones entre los organismos en un ecosistema determinado.

Si bien no hay una sola definición para enfoque ecosistémico (Long *et al.*, 2015, para diferentes definiciones), la mayoría de ellas enfatizan que es un enfoque integrado que considera los vínculos entre recursos vivos y no vivos, lo que implica el manejo de especies, otros servicios naturales y los humanos como componentes del ecosistema (Defeo & Castilla, 2005). El mérito general del enfoque ecosistémico es que incluyen las interacciones entre los componentes del ecosistema, los humanos y los impactos acumulativos de múltiples actividades, y promueven ambos la conservación y el uso sostenible de los recursos (Arkema *et al.*, 2006).

Actualmente, el enfoque ecosistémico domina la visión de organizaciones globales. Organismos de Naciones Unidas como la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) han establecido una serie de recomendaciones y buenas prácticas para la implementación de manejo ecosistémico. El Convenio sobre la Diversidad Biológica, por ejemplo, desarrolló 12 principios claves para la implementación del enfoque ecosistémico. Estos principios claves también están presentes en la mayoría de las *metas de Aichi*, suscritas por la conferencia de las partes de la Convención para la Diversidad Biológica. De hecho, la *meta de Aichi* número 6 establece explícitamente que: “para el 2020 todos los *stocks* de peces e invertebrados y las plantas acuáticas se gestionan y cosechan de forma sostenible, legalmente y aplicando enfoques basados en ecosistemas, para evitar la sobrepesca” (<https://www.cbd.int/sp/targets/default.shtm>). Esta meta fue reconocida y formalmente ratificada por 198 países como una forma clave de avanzar hacia la sostenibilidad de pesquerías, incluyendo la protección de la biodiversidad y las necesidades de los humanos.

En Chile, el modelo de gobernanza en la administración de los recursos pesqueros ha experimentado importantes transformaciones a partir de 1990 (Gelcich *et al.*, 2010) y actualmente existen diversos elementos del enfoque ecosistémico que se están aplicando. Así, el problema público que se aborda en este informe es el de sintetizar información y proponer recomendaciones para asegurar la implementación efectiva del manejo ecosistémico a través de modificaciones del modelo institucional existente en Chile. La piedra angular utilizada en este informe son las políticas pesqueras para AMERB y los planes de manejo pesquero. Para ello se identifican avances, problemas y desafíos que han enfrentado los actores públicos y privados que forman parte de este sistema social, ecológico y complejo, y se generan recomendaciones para el mejoramiento de la implementación de modelos institucionales específicos y de aplicación del enfoque ecosistémico en general.

## SITUACIÓN LOCAL: ÁREAS DE MANEJO Y EXPLOTACIÓN DE RECURSOS BENTÓNICOS Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

En 1991, Chile emprendió una transformación de gobernanza, que dio como resultado una política territorial de co-manejo de las pesquerías artesanales bentónicas chilenas, conocido como régimen de AMERB, incorporado en la LGPA (Gelcich *et al.*, 2005a). El Reglamento de Áreas de Manejo (Decreto Supremo N°355, 1995) define dicho régimen como la asignación de áreas costeras delimitadas para su manejo y explotación a organizaciones formales de pescadores artesanales. De acuerdo a esta ley, la SUBPESCA, como ente administrativo, tiene la autoridad legal para asignar derechos de acceso exclusivo a las organizaciones de pesca-



dores artesanales para la recolección sostenible de recursos bentónicos (Castilla *et al.*, 1998). La SUBPESCA condiciona tal asignación, a que la organización de pescadores y una entidad de asesoría técnica acreditada (universidades o empresas consultoras), desarrollen en conjunto estudios técnicos. A partir de 2013, había más de 750 AMERB, que representan > 1100 km<sup>2</sup>, decretados a las organizaciones de pescadores en todo el territorio continental de Chile (Gelcich *et al.*, 2017). Esta gran red de AMERB, establecida desde hace más de 20 años, coloca a Chile a la vanguardia de la implementación de enfoques basados en los derechos para la pesca en pequeña escala.

Sin embargo, aun cuando la red de AMERB resulta un paso significativo en el co-manejo y protección de la biodiversidad, aun no existen criterios objetivos para la asignación de las zonas geográficas donde las unidades de AMERB son instaladas.

La política de AMERB permitió una transformación a escala nacional hacia una gobernanza más participativa para el sector de pesca artesanal (Gelcich *et al.*, 2005b). Sin embargo, lograr esta transformación fue más complejo que simplemente cambiar la legislación o introducir nuevas restricciones en el uso de los recursos. La red de AMERB comprende esencialmente una gran cantidad de áreas de manejo establecidas por numerosas asociaciones de pescadores, a lo largo de un amplio rango geográfico, bajo un solo instrumento de política (Gelcich *et al.*, 2010). Esta red sirve como base para integrar el conocimiento de la implementación de políticas de co-manejo sobre múltiples servicios ecosistémicos marinos. La investigación sobre el funcionamiento y la implementación de AMERB ha estado en curso durante los últimos 20 años, sobre la base de estudios de casos que sugieren resultados mixtos y heterogéneos (Gelcich *et al.*, 2006; Gelcich *et al.*, 2010; Aburto *et al.*, 2013; Molina *et al.*, 2014).

La política de AMERB tiene el potencial de suministrar múltiples servicios ecosistémicos tanto para la producción de alimentos como para la conservación de la biodiversidad (Gelcich *et al.*, 2019). Una reciente revisión sistemática de literatura (Gelcich *et al.*, 2019) evaluó las implicaciones de más de 25 años de establecer una política de AMERB sobre múltiples servicios ecosistémicos. Los resultados de esta síntesis (Figura 3) muestran que las AMERB tienen el potencial de sustentar la biodiversidad y todas las diferentes tipologías de servicios de los ecosistemas cuando se aplican adecuadamente. La investigación sobre servicios ecosistémicos de provisión son los más frecuentes; sin embargo, los servicios ecosistémicos culturales han ido ganando terreno con estudios que evalúan el papel del liderazgo, las sanciones y el capital social en la determinación de los resultados de la aplicación de la política de áreas de manejo. Los resultados sugieren que las AMERB pueden desempeñar un papel importante en la creación de condiciones sociales y ecológicas propicias para el co-manejo de múltiples servicios ecosistémicos marinos. Si bien esto es alentador, existe un sesgo hacia resultados positivos y pocos estudios que abordan los aspectos negativos de las AMERB para identificar, en el futuro, las limitaciones de su desarrollo y evolución (Aburto & Stotz 2013; Gelcich *et al.*, 2006).

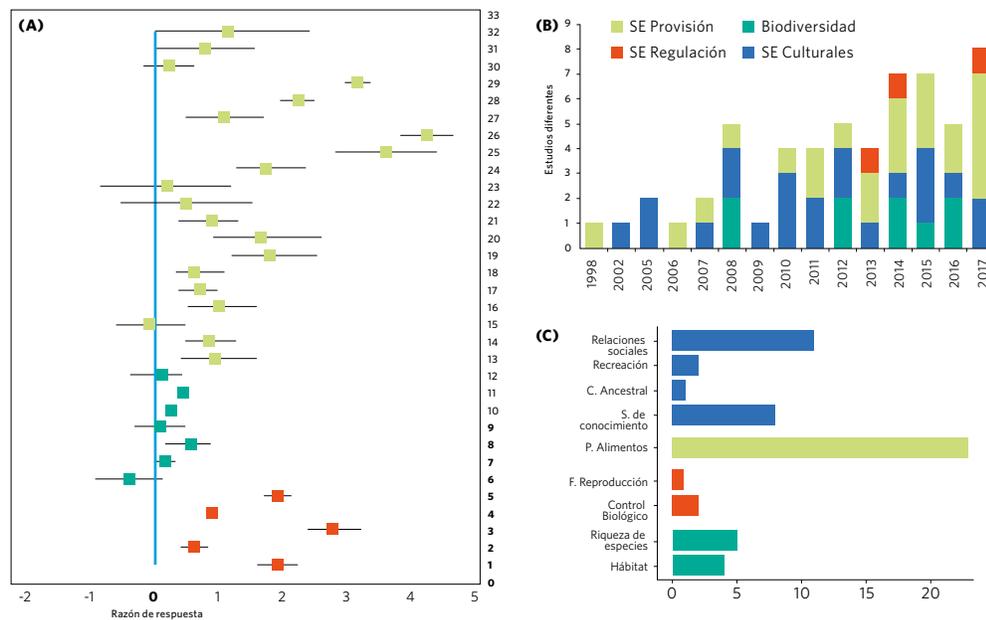


Figura 3. (A) \*Representación de la razón de respuesta de cada servicio ecosistémico (provisión, regulación y biodiversidad) para la submuestra de estudios que cuantificaron la provisión de servicios dentro y fuera del AMERB (n = 13). (B) Distribución del número de estudios que aborda la provisión de servicios ecosistémicos en las AMERB desde 1998 hasta 2017. (C) Servicios ecosistémicos específicos (Adaptación de la síntesis de Gelcich *et al.* (2019), con los datos publicados por Martínez-Harms, 2018).

\*Para cada estudio, las razones de respuesta son calculadas como el logaritmo natural de la razón entre los valores promedios de un determinado servicio ecosistémico en un AMERB (numerador) y en una zona de libre acceso (denominador). Valores positivos (negativos) indican que el servicio ecosistémico es mayor (menor) en un AMERB. Se considera la razón de respuesta significativamente diferente a cero cuando el intervalo de confianza no incluye el valor cero. Consulte en Martínez-Harms (2018) y Gelcich *et al.* (2019) para ver la lista completa de documentos incluidos en este análisis.

La síntesis de los estudios que han estudiado AMERB (Gelcich *et al.*, 2019) muestra que la mayor parte de la investigación científica se ha realizado en AMERB que están en pleno funcionamiento, con programas de monitoreo y vigilancia. En la costa chilena, el 40% de las AMERB están inactivas o actualmente abandonadas (Gelcich *et al.*, 2017), por lo que estas áreas podrían no potenciar la provisión de servicios ecosistémicos culturales o de otro tipo. Este sesgo hacia AMERB totalmente operativas plantea la necesidad de abordar la investigación sobre factores determinantes de AMERB no funcionales y abandonadas, ya que podrían estar señalando problemas futuros en el sistema que deben abordarse con urgencia. Adaptar un análisis de lugares exitosos/no-exitosos (*brightspots/darkspots*) podría ser un camino particularmente novedoso. Los análisis de este tipo denominados análisis de desviación positiva se centran en aprender de las anomalías. Recientemente, se han utilizado para abordar problemas de conservación marina en los arrecifes de coral (Cinner *et al.*, 2016). Desde una perspectiva ambiental, los *brightspots* son lugares donde los ecosistemas están sustancialmente en mejor estado y los *darkspots* en peor condición de lo esperado, dadas las condiciones ambientales y los factores socioeconómicos a los que están expuestos (Bennett *et al.*, 2016; Cinner *et al.*, 2016). La investigación sobre *darkspots* podría ser clave para identificar las características socioecológicas que son restricciones para el desarrollo de AMERB y ayudar a identificar qué tipo de intervenciones son necesarias para abordar estas limitaciones. Un estudio pionero en esta dirección ha comenzado a explorar el porqué los pescadores dejan de cuidar sus AMERB (Davis *et al.*, 2017).

Resultados de múltiples estudios (sintetizados en Gelcich *et al.*, 2019) hacen hincapié en que la sola existencia de la política de AMERB no garantiza la prestación sustentable de servicios ecosistémicos. Esto dependerá de la forma en que la política continúe siendo implementada, operacionalizada, aplicada y adaptada a los nuevos desafíos planteados por los mercados y los distintos forzantes del cambio global como es el cambio climático y la acidificación del océano. Muchas AMERB han fallado o podrían fallar en su implementación cuando se enfrentan a forzantes del cambio global, porque no entendemos suficientemente las condiciones socioeconómicas locales y las teleconexiones a escala global, que permiten una adaptación exitosa de la política de áreas de manejo (Morrison, 2017; Oberlack *et al.*, 2018).

Es primordial una mejor comprensión de los cambios en el largo plazo para permitir analizar la evolución de los sistemas de gobernanza, incluida la aparición de nuevos espacios de gobernanza y la terminación de otros. Se necesita con urgencia una investigación sobre los efectos de los forzantes de cambio global y la incertidumbre de estos efectos sobre las AMERB, para anticipar resultados no deseados y adaptarse. Sin embargo, estos temas han sido hasta el momento muy poco estudiados. En este sentido, resulta clave la detección e identificación de zonas de alta productividad, conocer la extensión geográfica, y si la variación espacial y temporal de las zonas de alta productividad permitirá comprender de mejor manera las variaciones en la cosecha que se observa en las AMERB; de manera de establecer políticas de manejo diferencial para aquellas

AMERB localizadas en zonas de alta y baja productividad natural. El reconocer la importancia de forzantes como la productividad y la temperatura y como impactan la diversidad y producción ha sido descrito como un desafío mayor para los próximos años (Carr *et al.*, 2018).

## RECOMENDACIÓN: AMERB Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Un modelo interesante que hoy se encuentra bajo consideración y análisis, que podría incrementar el potencial de las AMERB en términos de conservación de la biodiversidad, se refiere al establecimiento de las zonas no extractivas (de veda) dentro de una porción de un AMERB (Gelcich & Donlan, 2015). Estudios iniciales de casos pilotos para probar esta alternativa se han desarrollado con resultados preliminares prometedores (Sorice *et al.*, 2019).

La idea de evitar la extracción en Áreas Marinas Protegidas (AMP) creadas dentro de las AMERB, se asocia a que los beneficios en biodiversidad resultantes pueden proporcionar una fuente de ingresos complementarios para los pescadores, a cambio de acciones de gestión que promueven beneficios comprobados para la biodiversidad. Al mismo tiempo, se estaría promoviendo la pesca sustentable (Gelcich & Donlan 2015; Figura 4).

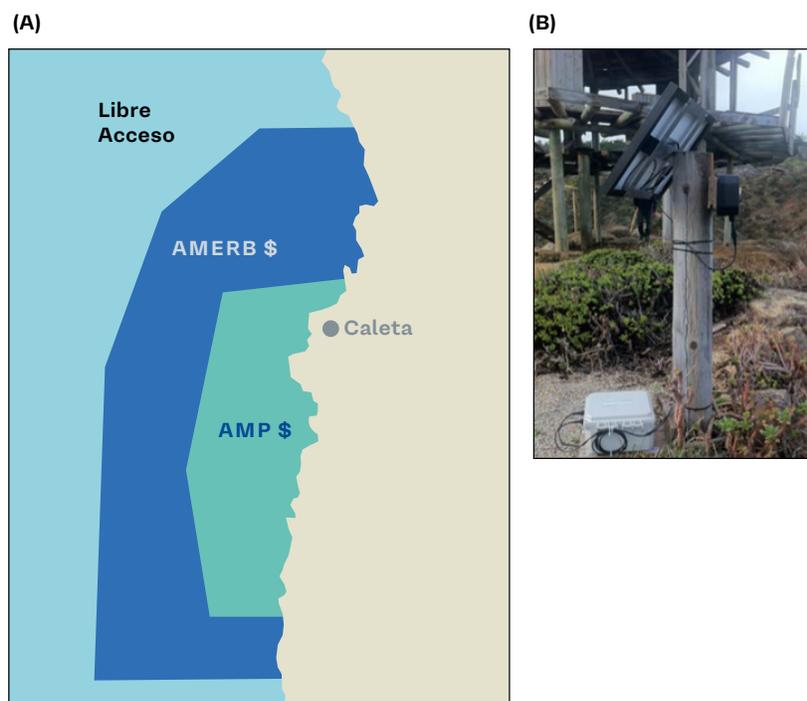


Figura 4. (A) Esquema conceptual ilustrando cómo sindicatos de pescadores artesanales acuerdan asignar parte de sus AMERB como una AMP no-extractiva. Los sindicatos acuerdan llevar a cabo vigilancia. En retribución, los sindicatos reciben un pago anual para compensar los costos de oportunidad y los beneficios en biodiversidad creados como resultado de la zona no extractiva. (B) Un sistema de vigilancia con video se utiliza para monitorear la zona no extractiva.

Dependiendo de cómo se establezcan los planes de incentivos para incrementos en biodiversidad dentro de las AMERB, a través del establecimiento de zonas no extractivas, esta puede llegar a ser una medida rentable para los pescadores artesanales. El modelo tiene el potencial de permitir al menos dos innovaciones en el modelo de negocios que podrían mejorar los medios de subsistencia de la pesca con beneficios para la biodiversidad. En primer lugar, los resultados de las prácticas de conservación (incrementos en biodiversidad) podría ser comercializado y vendido como créditos de biodiversidad para empresas que deseen compensar los impactos de sus acciones (Gelcich *et al.*, 2011). Actualmente, existen impactos marinos y costeros en el sector público y privado de Chile, lo que crea oportunidades para desarrollar estos programas de compensación de biodiversidad marina. De hecho, se han modificado recientemente aspectos importantes de la política de evaluación de impacto ambiental en Chile para permitir la compensación de impactos fuera de áreas directas de influencia de proyectos. Además, hay que considerar que dicha compensación está en proceso de revisión dentro del marco de la ley que crea el servicio de biodiversidad y sistema nacional de áreas protegidas. En segundo lugar, los beneficios de la biodiversidad de las AMERB podrían ser integrados y agregar



valor a sus productos marinos, en mercados emergentes sustentables. Por ejemplo, productos marinos que certifiquen beneficios para la biodiversidad en su gestión, denominados BIO+ (Gelcich & Donlan, 2015). Ambas alternativas se basan en que las AMERB cumplan con requisitos básicos de gestión y capital social (Sorice *et al.*, 2019). El desarrollar la iniciativa de crear zonas de protección de la biodiversidad en AMERB requiere, además, la construcción de plataformas de aprendizaje, a través de pruebas experimentales de colaboración, donde los pescadores, gestores y científicos pueden construir el conocimiento necesario para diseñar un sistema escalable.

En definitiva, crear formas auxiliares de conservación basadas en las AMERB para aumentar la integración entre pesca y biodiversidad y así aumentar la escala de conservación de la biodiversidad marina, requerirá de una comprensión de la respuesta de la biodiversidad, el desarrollo de estrategias de financiamiento que deben adaptarse a las realidades locales, la comprensión de la demanda por beneficios en biodiversidad y las respuestas en el comportamiento de los pescadores. Para esto serán fundamentales nuevos enfoques de investigación interdisciplinarios basados en el enfoque ecosistémico que consideren por primera vez, las variaciones de forzantes ambientales, tales como la productividad, un factor relevante en el funcionamiento de los organismos.

### SITUACIÓN LOCAL: CREACIÓN DE LOS COMITÉS DE MANEJO PARA ADMINISTRAR LAS ÁREAS LIBRES DE PESCA

A partir del año 2013, se realizan cambios a la LGPA. Uno de los aspectos incorporados se refiere a los comités de manejo para la administración de áreas libres de pesca (Gelcich *et al.*, 2019; Reyes *et al.*, 2017). Los comités de manejo administran la extracción de un recurso (o un grupo de recursos relacionados) en áreas de libre acceso histórico (bentónicos, crustáceos, peces pelágicos y demersales). Por lo tanto, se diferencian de las AMERB que establecen zonas de uso exclusivo para una organización de pescadores artesanales.

Los comités de manejo incorporan a los pescadores artesanales e industriales en el establecimiento de medidas de administración. En las pesquerías bentónicas se incorpora a representantes de pescadores artesanales, de las plantas procesadoras, de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y de la Capitanía de Puerto correspondiente. En las pesquerías de peces demersales y pelágicos se incluyen representantes de la pesca industrial en los comités de manejo.

Un elemento central de los cambios establecidos en la LGPA es la creación de los comités científicos. Los comités científicos funcionan como organismos asesores para la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura en temas de interés científico para el manejo de las pesquerías. Los representantes para cada comité científico son designados por el Ministerio de Economía, previa convocatoria pública. Estos comités deben determinar, entre otras medidas, el estado de situación de la pesquería, la determinación de los puntos biológicos de referencia y el rango dentro del cual se debe fijar la cuota de captura. Este rango de captura deberá mantener o llevar la pesquería al rendimiento máximo sostenible.

Para la implementación del comité de manejo, la LGPA señala la incorporación del enfoque ecosistémico y el principio precautorio como conceptos guía. Sin embargo, la FAO en su revisión de la LGPA, considerando acuerdos y buenas prácticas internacionales para la sustentabilidad y buena gobernanza del sector pesquero, señala consideraciones relevantes al respecto.

Una observación relevante se refiere al alcance del concepto de enfoque ecosistémico pesquero incluido en la LGPA, el cual no señala explícitamente consideraciones de orden social, económico y ecológico como parte del enfoque ecosistémico. Estas últimas consideraciones son reconocidas por los instrumentos o cuerpos regulatorios internacionales. Por lo tanto, el informe FAO (2016) recomienda ampliar el concepto de ecosistema incluido en la LGPA, incluyendo las dimensiones sociales, económicas e institucionales, y considerando mecanismos para la participación social y el co-manejo pesquero.

En la actualidad se han constituido 32 comités de manejo, de los cuales 16 corresponden a recursos bentónicos: Comité de crustáceos demersales, Comité de crustáceos y especies asociadas de Juan Fernández e islas Desventuradas, Comité de la pesquería de crustáceos bentónicos de la provincia de Chiloé, Comité de algas pardas Arica y Parinacota, Comité de algas pardas Tarapacá, Comité de algas pardas Antofagasta, Comité de algas pardas Atacama, Comité del recurso huiro flotador de Bahía Chasco, Comité de algas pardas Coquimbo, Comité del Golfo de Arauco para las pesquerías de huepo, navajuela y taquilla, Comité de Bahía de Corral para las pesquerías de huepo, navajuela, Comité de juliana, Comité de macha en la región de Los Lagos, Comité de recursos bentónicos de zona común de extracción de la bahía de Ancud, Comisión manejo pesque-



rías bentónicas de la Zona Contigua, Comité de manejo de recursos bentónicos de la región de Magallanes y Antártica Chilena, Comité de centolla y centollón de la región de Magallanes y Antártica Chilena, Comité de pulpo del sur, Comité de jaibas y centollas de la región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo.

Adicionalmente, se han constituido 16 comités de manejo para peces pelágicos y demersales: Comité de la sardina austral, Comité de la anchoveta y sardina común, Comité de la anchoveta y sardina española XV-II, Comité de la anchoveta y sardina III-IV, Comité del bacalao de profundidad, Comité de congrio dorado Unidad de Pesquería Norte, Comité congrio dorado Unidad de Pesquería Sur, Comité de manejo jibia, Comité de jurel, Comité de manejo merluza común, Comité de merluza de cola, Comité de merluza del sur, Comité de merluza de tres aletas, Comité de raya volantín y raya espinosa.

Los comités de manejo son mandatados a elaborar un plan de manejo para administrar la pesquería. Este plan de manejo establece reglas de operación para alcanzar un rendimiento óptimo de la pesquería, sin alcanzar niveles de sobreexplotación. Las principales acciones contenidas en los planes de manejo se relacionan con establecer reglas que norman el acceso y extracción del recurso en cuestión, a través de estrategias de control y monitoreo, capacitación, investigación, entre otras acciones. En particular, un plan de manejo debe contener una identificación de los recursos involucrados, una caracterización de la flota y de los actores; objetivos y metas para alcanzar y mantener un rendimiento máximo sostenible, estrategias para lograr los objetivos (incluyendo medidas de administración y acuerdos de interacción entre los actores), criterios de evaluación, estrategias de contingencia y requerimientos de investigación.

Los comités de manejo se constituyen e institucionalizan como espacios colectivos en el dominio en la esfera pública. Los actores involucrados son convocados a tomar decisiones con respecto al manejo ecosistémico de un recurso pesquero. Esta política constituye una estrategia de descentralización de la administración de los recursos pesqueros en Chile, y otorga autonomía a las organizaciones de pescadores artesanales en las decisiones de manejo según recursos y áreas geográficas. El sistema de comités de manejo promueve una forma de gobierno policéntrico, constituyendo unidades operativamente autónomas para el manejo de un recurso marino determinado. Como se señaló, esta tendencia hacia un modelo policéntrico en la administración de los recursos marinos refuerza un proceso iniciado en 1997 con el establecimiento de las primeras AMERB.

## RECOMENDACIONES PLANES DE MANEJO Y BIODIVERSIDAD

La implementación de los planes de manejo por parte de los comités de manejo ha sido estudiada por varios autores mediante una evaluación temprana llevada a cabo a través de entrevistas, talleres individuales y síntesis de actas e informes existentes (Reyes-Mendy *et al.*, 2017; Estévez & Gelcich, 2019; Gelcich *et al.*, 2019). Estos autores han identificado los principales desafíos para la correcta implementación de la política de la LGPA orientada al manejo ecosistémico como: (a) la correcta instalación del nuevo modelo institucional, lo que requiere generar confianza entre los actores y asegurar los recursos presupuestarios y capacidades humanas necesarias, y (b) la plena incorporación del enfoque ecosistémico a dicho modelo, lo que requiere participación y representatividad adecuada de los actores y mejores procesos de producción e integración de conocimiento científico, burocrático y local.



Las recomendaciones principales apuntan a cambios en la gestión pública, reglamentarias o legales y son las siguientes (Ver recomendaciones adicionales en Tabla 1):

- › Otorgar mayor acceso a la información a todos los actores interesados en el plan de manejo, y adoptar mejores prácticas de transparencia y en general procesos de estandarización y mejoras de acceso a la información de relevancia.
- › Asignar recursos presupuestarios y capacidades humanas suficientes para que la SUBPESCA pueda asumir adecuadamente el rol que le asigna el nuevo modelo y los actores privados cuenten con medios e incentivos suficientes para participar en los comités científicos y de manejo.
- › Asegurar la participación y adecuada representatividad de todos los actores claves en los comités de manejo pesquero, composición que debería poder variar de un comité a otro, incorporar a la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante de Chile (DIRECTEMAR) y crear una categoría de miembros no permanentes.
- › Asegurar que los comités de manejo puedan generar conocimientos en forma autónoma, en particular en materias económicas y sociales, potenciando el rol de la unidad de análisis sectorial de SUBPESCA como también la posibilidad de co-integrar distintos tipos de conocimientos en el proceso de elaboración, implementación y revisión de los planes de manejo pesquero.

Requerimiento de cambio	Recomendaciones
<b>Reforma Legal</b>	<p><u>Comités de manejo, artículos 8, 9 bis y 9 A</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>› Permitir algún grado de flexibilidad en el número de representantes del sector pesquero de acuerdo con las necesidades de cada pesquería o pesquerías.</li> <li>› Incluir a la DIRECTEMAR.</li> <li>› Incluir una categoría de miembros no-permanentes para resolver necesidades específicas.</li> <li>› Agregar representantes de Universidades o centros de investigación que reciben fondos públicos como miembro permanente.</li> <li>› Proveer de recursos monetarios para asegurar la participación de representantes artesanales.</li> </ul> <p><u>Comités científicos, artículo 155</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>› Mejorar incentivos económicos para asegurar la participación de los “mejores” científicos.</li> <li>› Cambiar incompatibilidades que afectan oportunidades laborales de científicos ex post.</li> </ul>
<b>Reglamentos</b>	<p>Establecer que el comité de manejo y comité científico deben juntarse regularmente para intercambiar información y mejorar análisis (DS N° 95-2013 y DS N° 77-2013 y sus modificaciones).</p>
<b>Gestión</b>	<p><u>Subsecretaría de Pesca</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>› Apoyar los procedimientos para la elección de representantes artesanales en comité de manejo.</li> <li>› Crear perfiles laborales para todos los representantes de gobierno en los comités de manejo.</li> <li>› Entrenar a representantes de los comités de manejo.</li> <li>› Asignar recursos a comités de manejo para consultorías en aspectos sociales y económicos.</li> <li>› Fortalecer la “Unidad de análisis pesquero” como apoyo al trabajo del comité de manejo.</li> <li>› Sistematizar y validar el conocimiento local de pescadores artesanales para el trabajo del comité de manejo.</li> <li>› Elaborar un manual de procedimientos internos para el trabajo del comité de manejo.</li> </ul> <p><u>Ministerio de Economía</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>› Establecer reglas de gestión de base de datos para Instituto de Fomento Pesquero, incluyendo acceso público a la información.</li> <li>› Asegurar recursos financieros y humanos para que la subsecretaría pueda cumplir con nuevas obligaciones.</li> </ul>

Tabla 1: Ejemplos de recomendaciones clave para el proceso de evaluación temprana de la implementación de políticas de planes de manejo (adaptado de Gelcich *et al.*, 2019; Reyes *et al.*, 2017).



## Recomendaciones Generales

El enfoque de manejo ecosistémico establece lineamientos generales para el desarrollo de la actividad pesquera que considera dimensiones socioeconómicas, ecológicas y de biodiversidad. De esta forma, la implementación nacional y regional del manejo ecosistémico está determinada por la capacidad y la coordinación intersectorial y la integración de múltiples actores y sus respectivos conocimientos en pro de la sostenibilidad. Instancias nacionales para el establecimiento de agendas políticas, como lo son los programas de gobierno, las políticas nacionales y los planes estratégicos debiesen indicar claramente en qué nivel y de qué forma se pueden introducir los diferentes elementos del manejo ecosistémico en la gestión marina. Esto debe incluir aspectos relacionados con la coordinación interinstitucional y la coherencia normativa entre diferentes cuerpos legales.

La firma de tratados internacionales por parte de Chile, su presencia en la OCDE y la reciente evaluación de la FAO sobre la Ley de Pesca de Chile han colocado efectivamente la implementación del manejo ecosistémico en la vanguardia de discusiones orientadas al desarrollo pesquero inclusivo y con foco en mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del océano. Chile ahora debería establecer claramente la agenda de manejo ecosistémico, además de una definición y visión nacional de esta aproximación, con la que se convoque a políticos y funcionarios de diferentes agencias del Estado, así como aprovechar las habilidades de los actores locales. Tal compromiso permitiría avances hacia el manejo ecosistémico y estimulará la investigación innovadora. Algunos puntos claves a considerar para la legítima implementación de estos modelos se relacionan con que las intervenciones de políticas públicas, orientadas al manejo ecosistémico deben asegurar los recursos humanos, integración interinstitucional y recursos financieros necesarios para su correcta implementación.

Además, se necesita una mejor comprensión del impacto de las intervenciones de conservación para que se pueda focalizar de mejor manera la asignación de fondos y así potenciar los resultados para la biodiversidad. Esto se puede lograr construyendo una base de información clara sobre las cuales las intervenciones funcionen y luego traducir la evidencia a otros contextos para diseñar intervenciones futuras efectivas. En un contexto político, este tipo de análisis requiere la consideración de las preferencias y respuestas humanas a las regulaciones e incentivos que no pueden ser capturados solo por los estudios de impacto ecológico.

## REFERENCIAS

- Abreu, H., Varela, D.A., Henríquez, L., Villarroel, A., Yarish, C., I Sousa-Pinto, I. Buschman, A.H. (2007). Traditional vs. integrated Multi-Trophic Aquaculture of *Gracilaria chilensis*. C. J. Bird, J. McLachlan & E. C. Oliveira: Productivity and physiological performance. *Aquaculture* 293: 211-220.
- Aburto, J., Gallardo, G., Stotz, W., Cerda, C., Mondaca-Schachermayer, C., Vera, K. (2013). Territorial user rights for artisanal fisheries in Chile - intended and unintended outcomes. *Ocean & Coastal Management* 71: 284-295.
- Aburto, J., Stotz, W. (2013). Learning about TURFs and natural variability: Failure of surf clam management in Chile. *Ocean & Coastal Management* 71: 88-98.
- Adger W.N., Hughes, T.P., Folke, C., Carpenter, S.R., Rockström, J. (2005). Social-Ecological Resilience to Coastal Disasters. *Science* 309: 1036.
- Alarcón, E., Valdes, N., Torres, R. (2015). Saturación del carbonato de calcio en un área de cultivo de mitilidos en el Seno Reloncaví, Patagonia norte, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 43: 277-281
- Arkema, K.K., Abramson, S.C., Dewsbury, B.M. (2006). Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 525-532.
- Ayer, N.W.Y., Tyedmers, P.H. (2008). Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production* 17: 362-373.
- Bakun, A., Weeks, S.J. (2004). Greenhouse gas buildup, sardines, submarine eruptions and the possibility of abrupt degradation of intense marine upwelling ecosystems. *Ecology Letters* 7: 1015-1023.
- Bakun, A., Black, B. A., Bograd, S. J., García-Reyes, M., Miller, A.J., Rykaczewski, R. R., Sydeman, W. J. (2015). Anticipated effects of climate change on coastal upwelling ecosystems. *Current Climate Change Report* 1: 85-93.
- Bennett, E.M., Solan, M., Biggs, R., McPhearson, T., Norström, A.V., Olsson, P., Pereira, L., Peterson, G.D., Raudsepp Hearne, C., Biermann, F., Carpenter, S.R., Ellis, E.C., Hichert, T., Galaz, V., Lahsen, M., Milkoreit, M., Martín López, B., Nicholas, K.A., Preiser R., Vince, G., Vervoort, J.M., Xu, J. (2016). Bright spots: seeds of a good Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14:441-448.
- Bertness, M., Gaines, S., Hay, Mark. (2001). *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- Buschmann, A.H., Fortt, A. (2005). Efectos ambientales de la acuicultura intensiva y alternativas para un desarrollo sustentable. *Ambiente y Desarrollo* 21: 58-64.
- Buschmann, A.H., Muñoz J.L.P. (2019). Challenges for Future Salmonid Farming. In Cochran, J. Kirk; Boku-niewicz, J. Henry; Yager, L.P., (eds.) *Encyclopedia of Ocean Sciences*, 3rd Edition. vol. 2, pp. 313-319, Elsevier.
- Buschmann, A.H., Riquelme, V.A., Hernández-González, M.C., Varela, D., Jiménez, J.E., Henríquez, L.A., Vergara, P.A., Guíñez, R., Filún, L. (2006). A review of the impacts of salmon farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1338-1345.
- Buschmann, A.H., Hernández-González, M.C., Aranda, C., Chopin, T., Neori, A., Halling, C., Troell, M. (2008). Mariculture waste management. In S. Jørgensen & B Fath, (Editor-in-Chief), *Ecological Engineering*. Vol. 3, *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. pp. 2211-2217, Oxford: Elsevier
- Buschmann, A.H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D.A., Henríquez, L. (2009). Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Coastal and Ocean Management* 52: 243-249.
- Buschmann, A.H., Tomova, A., López, A., Maldonado, M.A., Henríquez, L.A., Ivanova, L., Cabello, F. (2012). Salmon aquaculture and antimicrobial resistance in the marine environment. *PLoS ONE* 7: e42724
- Buschmann, A.H., Stead, R.A., Hernández-González, M.C., Pereda, S.V., Paredes, J.E., Maldonado, M.A. (2013). Un análisis crítico sobre el uso de macroalgas como base para una acuicultura sustentable. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 251-264.
- Buschmann, A.H., Prescott, S., Potin, P., Faugeton, S., Vásquez, J.A., Camus, C., Infante, J., Hernández-González, M.C., Gutiérrez, A., Varela, D.A. (2014). The status of kelp exploitation and marine agronomy, with emphasis on *Macrocystis pyrifera*, in Chile. *Advances in Botanical Research*, 71: 161-188
- Carr, L., Gittman, R.K., Bruno, J. (2018). Temperature influences herbivory and algal biomass in the Galápagos Island. *Frontiers Marine Science* 5: 279.
- Castilla, J.C., Manriquez, P.H., Alvarado, J., Rosson, A., Pino, C., Espoz, C., Soto, R., Oliva, D., Defeo, O. (1998). Artisanal "Caletas" as units of production and co-managers of benthic invertebrates in Chile. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 125: 407-413.
- Cabello, F.C., Godfrey, H.P., Tomova, A., Ivanova, L., Dölz, H., Millanao, A., Buschmann, A.H. (2013). Antimicrobial use in aquaculture re-examined: its relevance to antimicrobial resistance and to animal and human health. *Environmental Microbiology* 15: 1917-1942.
- Chopin, T., Robinson, S. M. C., Troell, M., Neori, A., Buschmann, A. H, Fang, J. (2008). Multitrophic Integration for Sustainable Marine Aquaculture. In Jørgensen S.E., B.D. Fath (Editor-in-Chief), *Ecological Engineering*. Vol. 3, *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. pp. 2463-2475, Oxford: Elsevier.
- Cinner, J., Huchery, C., MacNeil, M. et al. (2016). Bright spots among the world's coral reefs. *Nature* 535: 416.

## REFERENCIAS

- Danielsen, F., Sørensen, M.K., Olwig, M.F., Selvam, V., Parish, F., Burgess, N.D., Hiraishi, T., Karunagaran, V.M., Rasmussen, M.S., Hansen, L.V., Quarto, A., Suryadiputra, N. (2005). The Asian Tsunami: A Protective Role for Coastal Vegetation. *Science* 310:643.
- Davis, K.J., Kragt, M.E., Gelcich, S., Burton, M., Schilizzi, S., Pannell, D.J. (2017). Why are fishers not enforcing their marine user rights? *Environmental & Resource Economics* 67: 661-68f.
- Defeo, O., Castilla, J.C. (2005). More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15:265-283.
- Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C., Sourlatzis, G., Eleftheriou, A. (2007). Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. *Continental Shelf Research* 27: 2198-2210.
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., Reynolds, J.D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4: 25-64.
- Estévez, R.A., Gelcich, S. (2019). Espacios de acción colectiva y transformaciones en la gobernanza de los recursos pesqueros: hacia un manejo democrático y deliberativo. En: Ruiz M, Oyanedel R, Monteferrí B. (eds.). *Mar, Costas y Pesquerías: Una Mirada Comparativa desde Chile, México y Perú*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental, Lima, Perú, pp. 187-200.
- FAO (2016). *Asistencia para la revisión de la Ley General de Pesca y Acuicultura, en el marco de los instrumentos, acuerdos y buenas prácticas internacionales para la sustentabilidad y buena gobernanza del sector pesquero* [http://www.subpesca.cl/portal/616/articles-94917\\_informe\\_final.pdf](http://www.subpesca.cl/portal/616/articles-94917_informe_final.pdf) .
- Fernández, P.A., Leal, P.P., Henríquez, L.A. (2019). Co-culture in marine farms: macroalgae can act as chemical refuge for shell-forming molluscs under an ocean acidification scenario. *Phycologia* 58: 542-551.
- Folke, C., Kautsky, N., Berg, H., Jansson, A., Troell, M. (1998). The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. *Ecological Applications* 8: 563-571.
- Garreaud, R., López, P., Minvielle, M., Rojas, M. (2013). Large scale control on the Patagonia climate. *Journal of Climate* 26: 215- 230.
- Garreaud, R. (2018). Record-breaking climate anomalies lead to severe drought and environmental disruption in Western Patagonia in 2016. *Climate Research* 74: 217-229.
- Gaines, S.D., Costello, C., Owashi, B., Mangin, T., Bone, J., García Molinos, J., Burden, M., C.V., Kleisner, K.M., Ovando, D. (2018). Negative Effects of Climate Change. *Science Advances* 4: eaa01378.
- Gelcich, S., Donlan, C.J. (2015). Incentivizing biodiversity conservation in artisanal fishing communities through territorial user rights and business model innovation. *Conservation Biology* 29: 1076-1085.
- Gelcich, S., Cinner, J., Donlan, C., Tapia-Lewin, S., Godoy, N., Castilla, J.C. (2017). Fishers' perceptions on the Chilean coastal TURF system after two decades: problems, benefits, and emerging needs. *Bulletin of Marine Science* 93: 53-67.
- Gelcich, S., Edwards-Jones, G., Kaiser, M., Castilla, J.C. (2006). Co-management policy can reduce resilience in traditionally managed marine ecosystems. *Ecosystems* 9: 951-966.
- Gelcich, S., Edwards-Jones, G., Kaiser, M.J. (2005a). Importance of attitudinal differences among artisanal fishers toward co-management and conservation of marine resources. *Conservation Biology* 19: 865-875.
- Gelcich, S., Edwards-Jones, G., Kaiser, M.J., Watson, E. (2005b). Using discourses for policy evaluation: The case of marine common property rights in Chile. *Society & Natural Resources* 18: 377-391.
- Gelcich, S. et al. (2009). Marine ecosystem-based management in the Southern Cone of South America: Stakeholder perceptions and lessons for implementation. *Marine Policy* 33: 801-806.
- Gelcich, S., Hughes, T.P., Olsson, P., Folke, C., Defeo, O., Fernández, M., Foale, S., Gunderson, L.H., Rodríguez-Sickert, C., Scheffer, M., Steneck, R.S., Castilla, J.C. (2010). Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 16794-16799.
- Gelcich, S., Martínez-Harms, M.J., Tapia-Lewin, S., Vasquez-Lavin, F., Ruano-Chamorro, C. (2019). Co-management of small-scale fisheries and ecosystem services. *Conservation Letters* 12: e12637.
- Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Strayer, D.L., Iribarne, O.O. (2003). Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* 101:79-90
- Henriksson, P.J.G., Rico, A., Troell, M., Klinger, D., Buschmann, A.H., Saksida, S., Chadag, M.V., Zhang, W. (2018). Unpacking factors influencing antimicrobial use in global aquaculture and their implication for management — a review from a systems perspective. *Sustainability Science* 15: 1105-1120.
- Hilborn, R. (2007). Reinterpreting the State of Fisheries and their Management. *Ecosystems* 10: 1362-1369.
- Hinojosa, I.A., Thiel, M. (2009). Floating marine debris in fjords, gulfs, and channels of southern Chile. *Marine Pollution Bulletin* 58: 341- 350.
- Hornick, K., Buschmann, A.H. (2018). Insights into diversity and metabolic function of bacterial communities in sediments from Chilean salmon aquaculture sites. *Annals of Microbiology* 68: 63-77.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H. et al. (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293: 629-637.
- Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E. (2001). Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* 70: 459-475.
- Kumar, A.B., Deepthi, G. (2006). Trawling and by-catch: Implications on marine ecosystem. *Current Science* 90: 922-931.

## REFERENCIAS

- Knutson, T.R. et al. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience* 3:3: 157.
- Lewis, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J., Freeman, S.A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 598-604.
- Long, R.D. Charles, A., Stephenson, R.L. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57:53-60.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C. (2006). Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312: 1806.
- Martínez-Harms, M. (2018). *Data for: Co-management of small-scale fisheries and ecosystem services in Mendele Data v2*, editor: Mendeley Data v2.
- Molina, P., Ojeda, F.P., Aldana, M., Pulgar, V.M., García-Huidobro, M.R., Pulgar, J. (2014). Spatial and temporal variability in subtidal macroinvertebrates diversity patterns in a management and exploitation area for benthic resources (MEABRs). *Ocean & Coastal Management* 93: 121-128.
- Morrison, T.H. (2017). Evolving polycentric governance of the Great Barrier Reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: E3013.
- Murawski, S., Methot, R., Tromble, G. (2007). Biodiversity loss in the ocean: How bad is it? *Science* 316: 1281.
- Myers, R.A., Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280-283.
- Niklitschek, E., Soto, D., Lafon, A., Molinet, C., Toledo, P. (2013). Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Reviews in Aquaculture*, 4: 1-24.
- Oberlack, C., Boillat, S., Brönnimann, S., Gerber, J.-D., Heinemann, A., Ifejika Speranza, C., Messerli, P., Rist, S., Wiesmann, U. (2018). Polycentric governance in telecoupled resource systems. *Ecology and Society* 23: 16.
- Olsford, F., Schaanning, M.T., Widdicombe, S., Kendall, M.A., Austen, M.C. (2008). Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 123-133.
- Pandolfi, J.M., Bradbury, R.H., Sala, E., Hughes, T.P., Björndal, K.A., Cooke, R.G., Mcardle, D., Mcclellan, L., Newman, M.J.H., Paredes, G., Warner, R.R., Jackson, J.B.C. (2003). Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystems. *Science* 301: 955.
- Pauly, D. (2007). The Sea Around Us Project: documenting and communicating global fisheries impacts on marine ecosystems. *AMBIO: a Journal of the Human Environment* 36: 290-295.
- Pérez, F., Padín, X.A., Pazos, Y., Gilcoto, M., Cabanas, J.M., Pardo, P.C., Doval, M.D., Farina-Bustos, L. (2010). Plankton response to weakening of the Iberian coastal upwelling. *Global Change Biology* 16: 1258-1267.
- Puig, P., Canals, M., Company, J.B., Martín, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A., Calafat, A.M. (2012). Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489: 286.
- Pusccheddu, A., Bianchelli, S., Martín, J., Puig, P., Palanques, A., Masqué, P., Danovaro, R. (2014). Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 8861.
- Rahmstorf, S. et al. (2007). Recent climate observations compared to projections. *Science* 316.5825: 709-709.
- Reyes-Mendy, F., Gelcich, S., Ríos, M. (2017). Problemas globales, respuestas locales: planes de manejo como articuladores de un sistema de gobernabilidad policéntrica de los recursos pesqueros, Capítulo IV. En: *Propuestas para Chile: Concurso Políticas Públicas/2016*. Irrazábal I., Piña E., Letelier M. (eds). Santiago, pp. 121-155.
- Quiñones, R., Fuentes, M., Montes, R.M. Soto, D., León-Muñoz, J. (2019). Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375-402.
- Santos, A.M.P., Nieblas, A.E., Verley, P., Teles-Machado, A., Bonhommeau, S., Lett, C., Garrido, S., Peliz, A. (2018). Sardine (*Sardina pilchardus*) larval dispersal in the Iberian upwelling system, using coupled biophysical techniques. *Progress Oceanography* 162: 83-97.
- Powell, E.N., Klinck, J.M. (2007). Is oyster shell a sustainable estuarine resource? *Journal Shellfish Research* 26:181-194.
- SERNAPESCA (2017). *Anuarios estadísticos de pesca y acuicultura*. <http://www.sernapesca.cl/informes/estadisticas>
- Sorice, M.G., Donlan, C.J., Boyle, K.J., Xu, W., Gelcich, S. (2018). Scaling participation in payments for ecosystem services programs. *PLoS ONE* 13: e0192211-0192211.
- Soto, D., Norambuena, F. (2004). Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile; a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 493-501.
- Soto, D., León-Muñoz, J., Dresder, J., Luengo, C., Tapia, F.J., Garreaud, R. (2019). Salmon farming vulnerability to climate change in southern Chile: understanding the biophysical, socioeconomic and governance links. *Reviews in Aquaculture* 11: 354-374.
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D'croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, J.C.J., Tilman, D., Rockström, J., Willett, W. (2018). Options for keeping the food system within the environmental limits. *Nature* 562: 519-524.
- Steneck, R., Carlton J.T. (2001). Human Alterations of Marine Communities. In Bertness, S., Gaines, S., Hay, (eds.), *Marine Community Ecology*. pp 445-468. Sinauer Association.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Ministerio de Economía, Fomento y Turismo) y el Departamento de Cambio Climático (Ministerio del Medio Ambiente) (2015). *Plan de Adaptación al Cambio Climático para Pesca y Acuicultura*. 39 pp.

## REFERENCIAS

- Sumaila, U.R., Travis C.T., Lam, V.W.Y., Cheung, W.W.L., Bailey, M., Cisneros-Montemayor, A.M., Chen, O.L., Gulati, S.S. (2019). Benefits of the Paris Agreement to Ocean Life, Economies, and People. *Science Advances* 5: eaau3855.
- Teixeira, C.M., Gamito, R., Leitão, F., Murta, A.G., Cabral, H.N., Erzini, K., Costa, M.J. (2016). Environmental influence on commercial fishery landings of small pelagic fish in Portugal. *Regional Environmental Change* 16: 709-716.
- Thrush, S.F., Dayton, P.K. (2002). Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 449-473.
- Trenkel, V., Vaz, S., Albouy, C., Amour, A.B., Duhamel, E., Laffargue, P., Romagnan, J., Simon, J., Lorange, P. (2019). We can reduce the impact of scientific trawling on marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 609: 277-282.
- Troell, M., Halling, C., Nilsson, A., Buschmann, A.H., Kautsky, N., Kautsky, L. (1997). Integrated open sea cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta) and salmons for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture*, 156: 45-62.
- Troell, M., Naylor, R.L., Beveridge, M., Tyedmers, P.H., Folke, C. Arrow, K.J., Barrett, S., Crépin, A.-S., Ehrlich, P.R., Gren, A., Kautsky, N., Levin, S.A., Nyborg, K., Österblom, H., Polasky, S., Scheffer, M., Walker, B.H., Xepapedas, T., de Zeeuw, A. (2014). Does aquaculture add resilience to the global food system? *PNAS* 111: 13257-13263.
- Urbina, M.A., Cumillaf, J.P., Paschke, K., Gebauer, P. (2019). Effects of pharmaceuticals used to treat salmon lice on non-target species: Evidence from a systematic review. *Science of Total Environment* 649: 1124-1136.
- Vargas, C.A., Lagos, N.A., Lardies, M.A., Duarte, C., Manríquez, P.H., Aguilera V.M., Broitman, B., Widdicombe, S., Dupont, S. (2017). Species-specific responses to ocean acidification should account for local adaptation and adaptive plasticity. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0084.
- Waldbusser, G.G., Brunner, E.L., Haley, B.A., Hales, B., Langdon, C.J., Prah, F.G. (2013). A developmental and energetic basis linking larval oyster shell formation to acidification sensitivity. *Geophysical Research Letters* 40: 2171-2176.
- Wang, D., Han, B., Li, S., Cao, Y., Du, X., Lu, T. (2019). Environmental fate of the anti-parasitic ivermectin in an aquatic micro-ecological system after a single oral administration. *PeerJ* 7: e7805.
- Watling, L. (2014). Trawling exerts big impacts on small beasts. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 8704.
- Weitzman, J., Steeves, L., Bradford, J., Figueira, R. (2019). Far-field and near-field effects of marine aquaculture. En: World Seas. An Environmental Evaluation. C. Sheppard (ed.), Volume III, *Environmental Issues and Environmental Impacts*. Academic Press, London, pp. 197-220.
- Worm, B., Sandow, M., Oschlies, A., Lotze, H.K., Myers, R.A. (2005). Global Patterns of Predator Diversity in the Open Oceans. *Science* 309: 1365.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.M., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314:787.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K. et al. (2009). Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325:578.
- Yang, Y., Liu, Q., Chai, Z., Tang, Y. (2015). Inhibition of marine coastal bloom-forming phytoplankton by commercial cultivated *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta). *Journal Applied Phycology* 27: 2341-2352.
- Yáñez, E., Lagos, N.A., Norambuena, R., Silva, C., Leterrier, J., Muck, K.-P., San Martín G., Benítez, S., Broitman, B.R., Contreras, H., Duarte, C., Gelcich, S., Labra, F.A., Lardies, M., Manríquez, P.H., Quijón, P.A., Ramajo, L., González, E., Molina, R., Gómez, A., Soto, L., Montecino, A., Barbieri, M.A., Plaza, F., Sánchez, F., Aranis, A., Bernal, C., Böhm, G. (2018). Impacts of climate change on Marine Fisheries and Aquaculture in Chile. En: B.F. Phillips, M. Pérez-Ramírez (eds.). *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture: A Global Analysis*, Volume I, First Edition. John Wiley & Sons Ltd., pp. 239-332.
- Yévenes, M.A., Lagos, N.A., Fariás, L., Vargas, C.A. (2019). Greenhouse gases, nutrients and the carbonate system in the Reloncaví Fjord (Northern Chilean Patagonia): Implications for aquaculture of the mussel, *Mytilus chilensis*, during an episodic volcanic eruption. *Science of the Total Environment* 669: 49-61.
- Xiao, X., Agusti, S., Lin, F., Li, K., Pan, Y., Yu, Y., Zheng, Y., Wu, Y., Wu, J., Duarte, C. (2017). Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture. *Scientific Reports* 7: 46613.



MESA  
BIODIVERSIDAD

**Biodiversidad  
y cambio climático en Chile:**  
Evidencia científica  
para la toma de decisiones

Capítulo 4

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



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



MESA  
BIODIVERSIDAD

COMITÉ  
CIENTÍFICO  
DE CAMBIO  
CLIMÁTICO

### AUTORES

#### Coordinadores

Pablo A. Marquet<sup>1,2</sup> (Coordinador mesa y submesa), Miriam Fernández<sup>1,3</sup>, Patricio Plissock<sup>1</sup>, Cecilia Smith-Ramírez<sup>4</sup>.

#### Coautores

Eduardo Arellano<sup>1,5</sup>, Juan Armesto<sup>1,2</sup>, Ramiro Bustamante<sup>6,2</sup>, Patricio Camus<sup>7</sup>, América Paz Durán<sup>4,2</sup>, Cristián Echeverría<sup>8,9</sup>, Taryn Fuentes-Castillo<sup>1</sup>, Aurora Gaxiola<sup>1,2</sup>, Carlos Gaymer<sup>10,11</sup>, Stefan Gelcich<sup>1,5</sup>, Rodrigo Hucke-Gaete<sup>4,12</sup>, Daniela Manushevich<sup>13</sup>, María José Martínez-Harms<sup>1,5</sup>, Javier Naretto<sup>14</sup>, Verónica Quirici<sup>15,16</sup>, Pablo Ramírez de Arellano<sup>17</sup>, Horacio Samaniego<sup>4</sup> y Manuel Tironi<sup>1,18</sup>.

#### Revisor

Juan Carlos Castilla

- 1 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](http://www.negro.cl)

Foto portada: Unsplash

#### Citar como:

Marquet, P. A., M. Fernández, P. Plissock, 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. Manushevich, 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

<b>Resumen ejecutivo</b> .....	<b>6</b>
Áreas protegidas .....	6
Restauración.....	8
Recomendaciones .....	9
<b>Introducción</b> .....	<b>12</b>
<b>Áreas protegidas</b> .....	<b>14</b>
Situación global .....	14
Situación en Chile .....	18
<b>Restauración</b> .....	<b>31</b>
Situación global .....	31
Situación en Chile.....	32
Gobernanza y restauración.....	39
<b>Recomendaciones</b> .....	<b>40</b>
Áreas protegidas .....	40
Restauración.....	41
<b>Referencias</b> .....	<b>42</b>



## FIGURAS

- Figura 1. Estado del cumplimiento de la Meta Aichi de 17% de protección . . . . . 17
- Figura 2. Distribución de las áreas protegidas 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 *hotspot* 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 y eficiente.

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 redundará, 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 respecto 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.
3. 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.
9. 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 CO<sub>2</sub> 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 interrupciones 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 cuadruplica 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 CO<sub>2</sub>—, 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 CO<sub>2</sub>, 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,<sup>1</sup> 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.

1 Sitio web de Society for Ecological Restoration, disponible en <https://www.ser.org/>.



# 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 (Willeman *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, lacona 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).

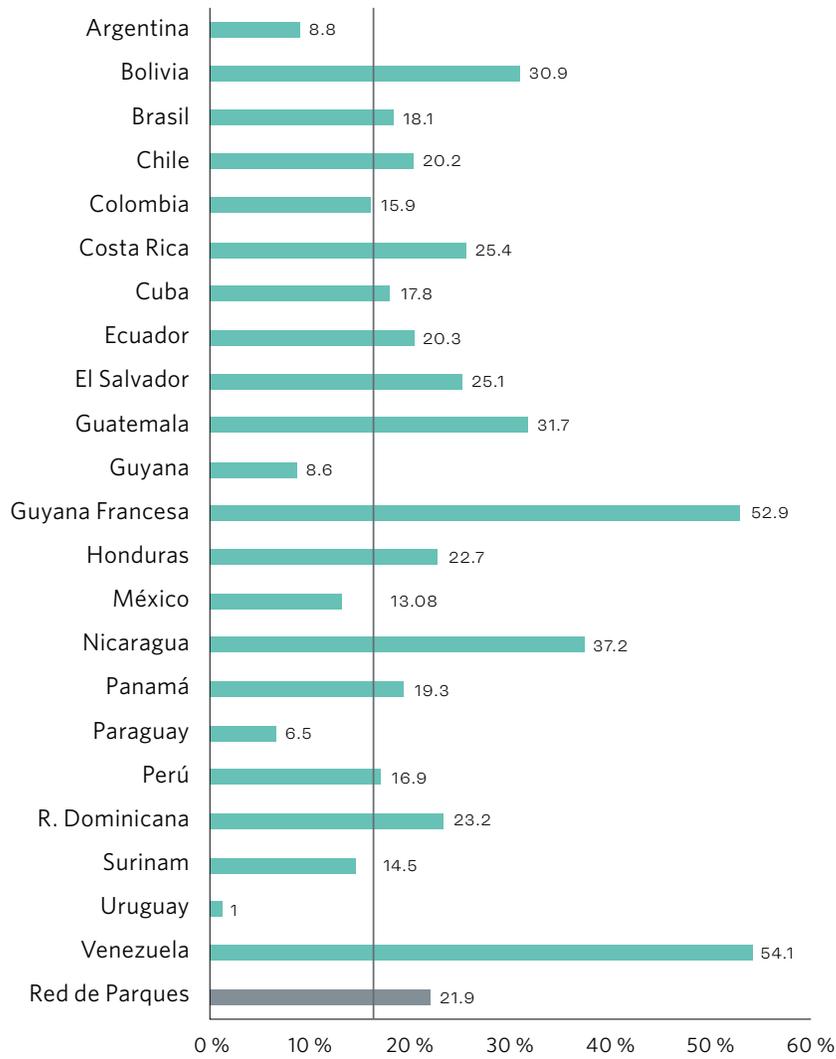


Figura 1. Estado del cumplimiento de la Meta Aichi de 17% de protección (línea roja) en América Latina. Fuente: Modificado de Redparques (2018).

## 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.

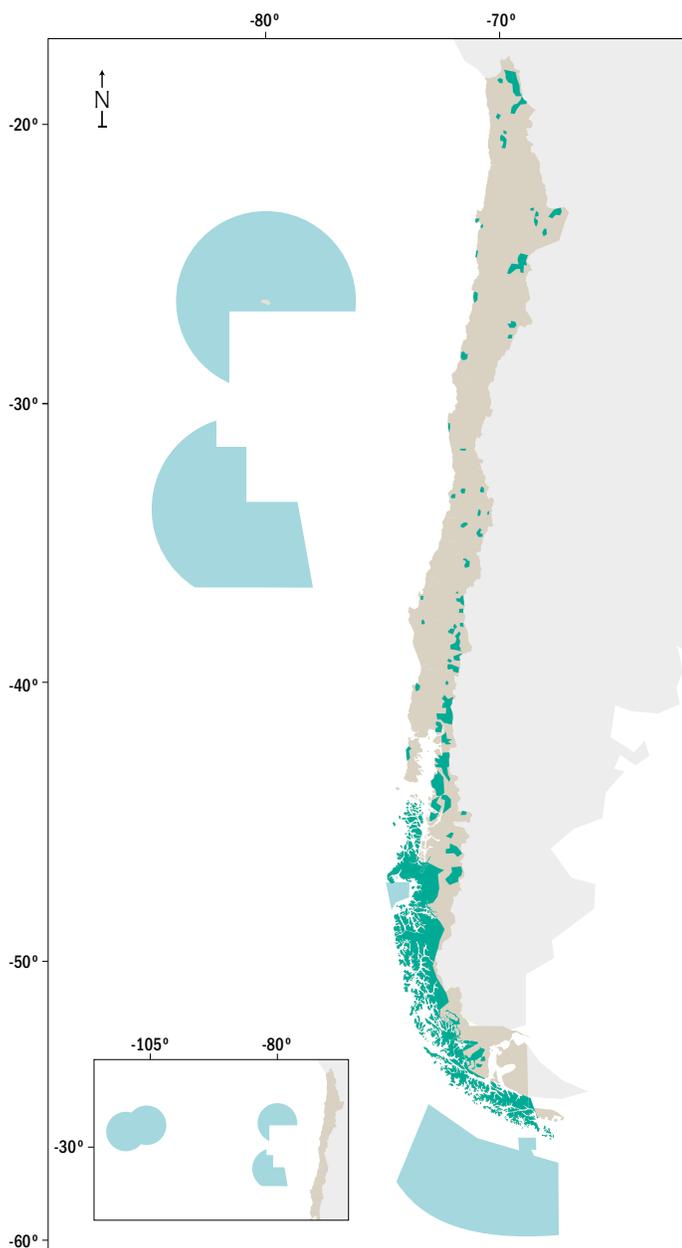


Figura 2. Distribución de las áreas protegidas terrestres y marinas en Chile.  
Fuente: Elaboración propia.



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 (Figuroa *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 (Cerdeña y Bidegain, 2019), y cuya gobernanza se enfrenta a una serie de dilemas y complejidades típicamente asociadas al 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 km<sup>2</sup> a 1.469.000 km<sup>2</sup> (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 km<sup>2</sup>), 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%.

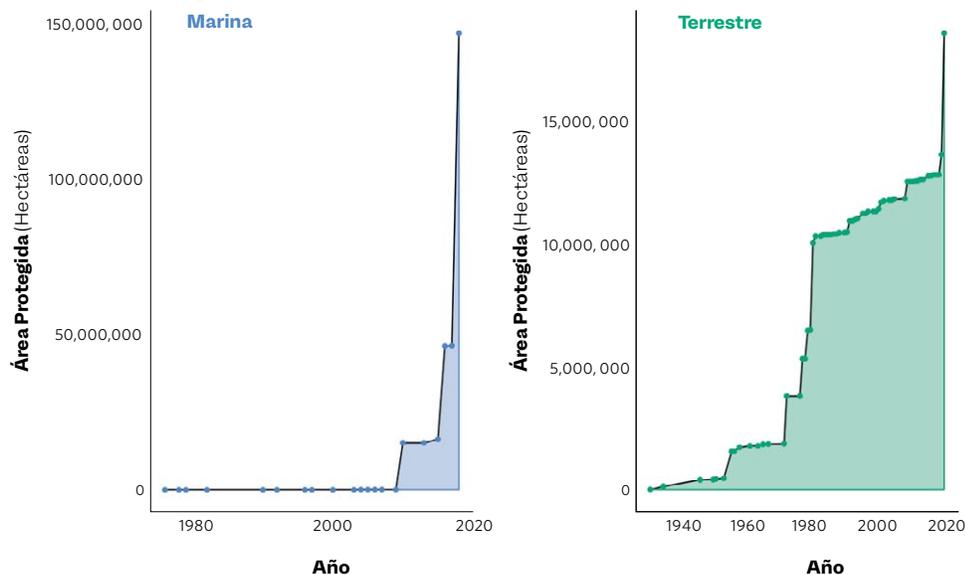
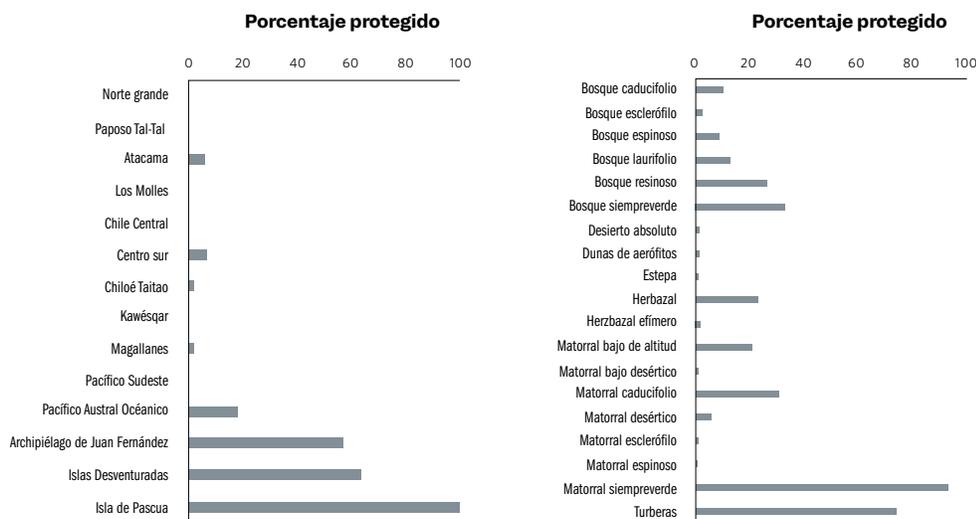


Figura 3. Evolución del número de áreas protegidas en Chile. Arriba izquierda: áreas protegidas marinas. Arriba derecha: Áreas protegidas terrestres. Abajo izquierda: Porcentaje protegido de ecorregiones marinas. Abajo derecha: Porcentaje protegido de ecosistemas terrestres. Fuente: Natalia Jordán arriba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



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 huïro 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% (408,89km<sup>2</sup>) de nuestro mar territorial, que se podría extender hasta el 28% (36.044km<sup>2</sup>) 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 Fernández (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 manejo 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 decíduo 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 epífitos) 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).

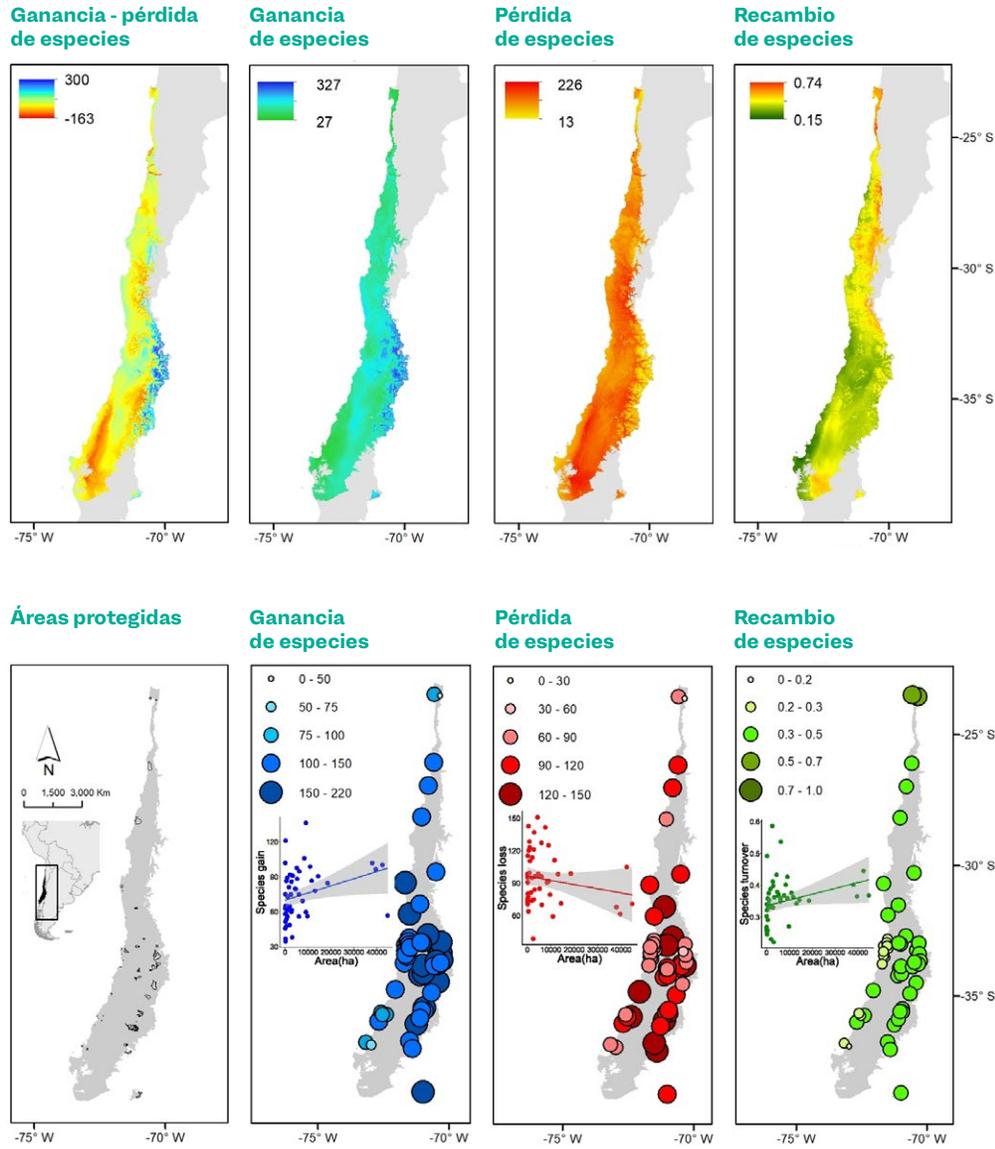


Figura 4. Ganancia, pérdida y recambio para 1.727 especies de plantas bajo el escenario RCP 8.5 al 2080 y con áreas protegidas. Recambio calculado como la suma de la ganancia y pérdida futura de especies dividido por la suma de la riqueza actual y ganancia futura. Abajo: Datos anteriores asociados a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

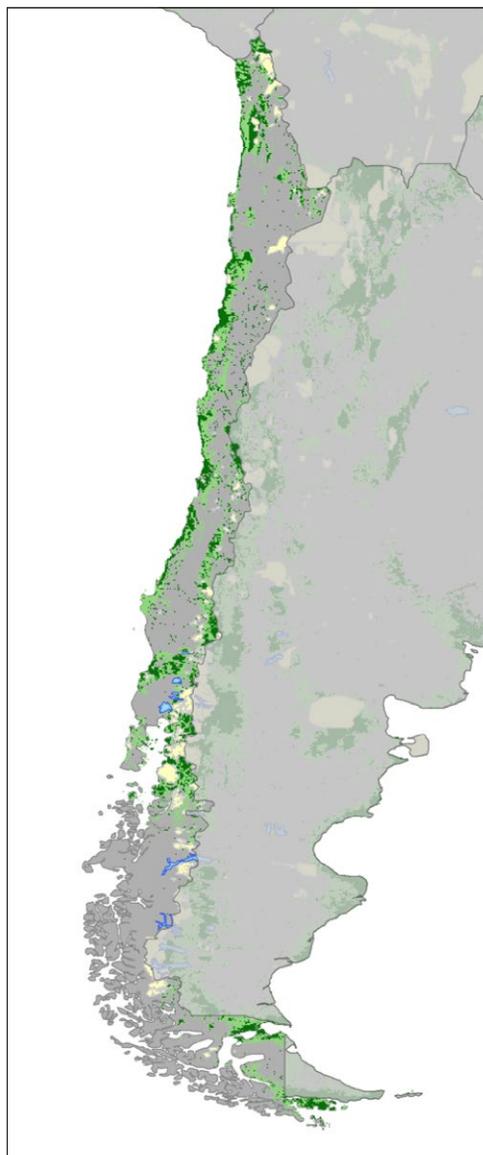


Figura 5. Propuesta de áreas protegidas para Chile considerando la resiliencia al cambio climático. En color amarillo el actual sistema de áreas protegidas, en verde la propuesta de nuevas áreas protegidas, en verde oscuro las más prioritarias. Para más detalles ver Hannah *et al.* (inédito).

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 (SNASPE). 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.<sup>2</sup>

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 \$ 0 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 \$ 0 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,<sup>3</sup> 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.

3 Sitio web de 4 Pour 1.000, disponible en <https://www.4p1000.org/>



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.



## 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 *Pseudotsuga 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 complementaria 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 riego 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 deberían 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. Estas pequeñas áreas



conforman claros que son reinvidados 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 odorifera*) 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 especie 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 cupressoides*) 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-



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 clorófito (*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 ensamblajes 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 sustrato 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 Catrumán (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 redundaría 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 cuantificar y registrar 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.

## REFERENCIAS

- 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. Núñez-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, J. J., D. Manuschevich, A. Mora, C. Smith-Ramírez, 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-Ramírez y M. T. Arroyo (1998). «Conservation targets in South American temperate forests». *Science* 282: 1.271-1.272.
- Arriagada, R. A., C. M. Echeverría 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 (35°-36° 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.

## REFERENCIAS

- Bannister, J. (2015). «Recuperar bosques no es solo plantar árboles: Lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de Pilgerodendron Ulviferum (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. Reynter, 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 rui (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 Fondec CA1311027. 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 Conservación 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: 193-203.
- 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 y 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.

## REFERENCIAS

- 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 endemism 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): e0186934.
- 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: Springer.
- 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.

## REFERENCIAS

- 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.
- Figuerola, E. (2010). «Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile». Proyecto GEF-MMA-PNUD.
- Figuerola, 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-humeral Laguna de Batuco, Proyecto de restauración ecológica de humedal laguna de Batuco, Región Metropolitana de Santiago, Chile». Tesis para optar al grado de Magister 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. Jaksy 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.

## REFERENCIAS

- 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 Conaef 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. Ahmadi *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, L., P. R. Roehrdanz, P. A. Marquet *et al.* (s/f). «Increased natural area combined with Paris targets results in 10-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 y 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. Oyanel y B. Monteferrri (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,

## REFERENCIAS

- 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 Ecosystem 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.
- Irigoién, 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. Qin, 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 vegetal 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 vegetal de Chile*. Santiago: Universitaria.
- Lutz, S. J. y A. H. Martin (2014). *Fish Carbon: Exploring Marine Vertebrate Carbon Services*. Arendal: GRID-Arendal.

## REFERENCIAS

- 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. Barriá (2017). «Distribution and conservation of coastal wetlands: A geographic perspective». En J. M. Fariña y A. Cammaño (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. Barriá, 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: Millpress.
- Martínez-Harms, M. J., B. A. Bryan, E. Figueroa, P. Plischoff, R. K. Runtung 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-Tillería, K., M. Núñez-Ávila, C. A. León, P. Plischoff, 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 CO<sub>2</sub>». *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-Arroyo, 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-

## REFERENCIAS

- ración Nacional Forestal. Disponible en <http://www.conaf.cl/wp-content/uploads/2015/12/Presencia-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 (Conceptión)* 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-Pedrerós 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

## REFERENCIAS

- 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. Hauens-tein 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. Naem, 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. Martínez, 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 y D. Alarcón (2019). «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 aplicada 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. Armes-to y F. Jaksic (2017). «Acacia caven nurses endemic sclerophyllous trees along a successional pathway from silvopastoral savanna to forest». *Ecosphere* 8(2): e01667.

## REFERENCIAS

- 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): 337-348.
- 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. Echeverría, 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, J. 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 Financieras 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 pantanosos». 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 J. 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.

## REFERENCIAS

- 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.* 77: 7-10.
- 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. Plissock 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 y 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, *Phragmidium 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 Austríaca, 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.

## REFERENCIAS

- 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.
- Willemsen, 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-Aquino, 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.



MESA  
BIODIVERSIDAD

**Biodiversidad  
y cambio climático en Chile:**  
Evidencia científica  
para la toma de decisiones

Capítulo 5  
**Cambio de uso  
del suelo en Chile:  
Oportunidades de  
mitigación ante la  
emergencia climática**



## Capítulo 5

### Cambio de uso del suelo en Chile: Oportunidades de mitigación ante la emergencia climática



MESA  
BIODIVERSIDAD

COMITÉ  
CIENTÍFICO  

---

DE CAMBIO  
CLIMÁTICO

#### AUTORES

##### Coordinadores

Antonio Lara<sup>1</sup>, Adison Altamirano<sup>2,3</sup>.

##### Coautores

Alberto Alaniz<sup>4</sup>, Camila Álvarez<sup>1,5</sup>, Miguel Castillo<sup>4</sup>, Mauricio Galleguillos<sup>4</sup>, Audrey Grez<sup>4</sup>, Álvaro Gutiérrez<sup>4</sup>, Jorge Hoyos-Santillán<sup>6</sup>, Daniela Manushevich<sup>7</sup>, Rose Marie Garay<sup>4</sup>, Alejandro Miranda<sup>4,5</sup>, Enrique Ostria<sup>8</sup>, Fernando Peña-Cortés<sup>9</sup>, Jorge Pérez-Quezada<sup>4,10</sup>, Armando Sepúlveda<sup>6,11</sup>, Javier Simonetti<sup>4</sup> y Cecilia Smith<sup>12</sup>.

##### Revisores científicos

Francisco Meza<sup>13,14</sup>, Carlos Zamorano<sup>15</sup>.

##### Editor científico

Ignacio A. Andueza Kovacevic<sup>13</sup>.

- 1 Universidad Austral de Chile
- 2 Universidad de La Frontera
- 3 Laboratorio de Ecología del Paisaje y Conservación
- 4 Universidad de Chile
- 5 Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2)
- 6 Universidad de Magallanes
- 7 Universidad Academia de Humanismo Cristiano
- 8 Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA)
- 9 Universidad Católica de Temuco
- 10 Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB)
- 11 Centro de Investigación Gaia Antártica (CIGA)
- 12 Universidad de Los Lagos
- 13 Pontificia Universidad Católica de Chile
- 14 Centro de Cambio Global (CCG)
- 15 Universidad de Aysén

Editor: Miguelángel Sánchez

Corrección de texto: Constanza Valenzuela

Diseño: [www.negro.cl](http://www.negro.cl)

Foto portada: Unsplash

##### Citar como:

Marquet, P. A., A. Lara, A. Altamirano, A. Alaniz, C. Álvarez, M. Castillo, M. Galleguillos, A. Grez, Á. Gutiérrez, J. Hoyos Santillán, D. Manushevich, R. M. Garay, A. Miranda, E. Ostria, F. Peña Cortés, J. Pérez Quezada, A. Sepúlveda, J. Simonetti y C. Smith (2019). «Cambio de uso del suelo en Chile: Oportunidades de mitigación ante la emergencia climática». 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

La submesa Cambio de Uso del Suelo (CUS) tuvo como objetivo compilar y presentar en un informe la evidencia científica disponible sobre los cambios de uso del suelo y sus impactos en relación con las opciones de mitigación del cambio climático. Esta submesa contó con la participación de más de 30 científicos de diversas áreas de las ciencias ambientales, quienes aportaron a través de un proceso colaborativo a la redacción de este informe.

El trabajo consideró un primer taller el 10 de julio de 2019 en la Universidad Austral de Chile, en Valdivia, con 17 integrantes, para establecer temáticas y escala temporal y espacial. Consideró también la recopilación de evidencia científica en el contexto global y de Chile sobre cambio de uso del suelo y su relación con el cambio climático y su mitigación (247 documentos en total); además de la redacción de aportes individuales asociados a las respectivas áreas de experticia de los participantes. Luego, se elaboró un primer informe consolidado en versión borrador el 22 de julio, que fue revisado por dos revisores externos.

El segundo taller se llevó a cabo el 2 de agosto de 2019 en el Consejo Nacional de Innovación para el Desarrollo (CNID), en Santiago, con 12 integrantes, para la revisión y aprobación del borrador.

El tercer taller se celebró el 19 de agosto de 2019 en la Universidad Austral de Chile, en Valdivia, con nueve integrantes encargados de establecer un instructivo para aportes individuales finales y recomendaciones.

Los coordinadores estuvieron a cargo de los talleres, así como de la elaboración del primer borrador del informe y la consolidación final. La submesa contó además con un profesional que facilitó la ejecución de los talleres, coordinación de los integrantes y la edición de los informes. Cabe destacar que el trabajo y las propuestas de la submesa se hicieron con anterioridad a que el Gobierno sometiera las propuestas de actualización a las NDC a consulta pública el 15 de octubre de 2019.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Francisco Meza del Centro de Cambio Global UC y a Carlos Zamorano de la Universidad de Aysén, por la revisión y mejora sustantiva de una versión anterior de este informe. Se agradece también a Ignacio A. Andueza por su dedicación y apoyo en la coordinación de la submesa y en la edición de este informe.

Se agradece a la Universidad Austral de Chile y al Consejo Nacional de Innovación para el Desarrollo (CNID), por el apoyo logístico en la organización de los talleres de la submesa.

El Comité Científico COP25 agradece al Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, al Ministerio del Medio Ambiente, a la Comisión Económica para América Latina y el Caribe, y a la Unión Europea por el apoyo en distintas etapas del trabajo del Comité, las mesas y submesas.

Los contenidos de este documento 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

<b>Resumen ejecutivo</b> . . . . .	<b>6</b>
Principios . . . . .	6
Recomendaciones . . . . .	6
Consideraciones finales . . . . .	7
<b>Contexto global</b> . . . . .	<b>8</b>
<b>Contexto nacional.</b> . . . . .	<b>12</b>
Cambio de uso del suelo . . . . .	12
Carbono . . . . .	16
Incendios . . . . .	18
Productos forestales no madereros, protección a través de la clasificación de especies en categorías de conservación y cultura. . . . .	19
<b>Plantaciones forestales y bosques nativos</b> . . . . .	<b>21</b>
Conservación y restauración de bosque nativo para la mitigación en el largo plazo. . . . .	22
Servicio ecosistémico de provisión de agua . . . . .	23
Costos sociales y ambientales de las medidas de mitigación. . . . .	24
<b>Brechas de información y desafíos.</b> . . . . .	<b>26</b>
<b>Propuestas de principios rectores</b> . . . . .	<b>30</b>
Encuesta. . . . .	30
Propuesta de principios para las NDC . . . . .	31
<b>Recomendaciones</b> . . . . .	<b>35</b>
Informe Especial sobre Cambio Climático y Tierra como contexto . . . . .	35
Propuesta de medidas para las NDC . . . . .	35
<b>Referencias.</b> . . . . .	<b>40</b>



## FIGURAS

Figura 1. Distribución regional de los principales contribuyentes a la pérdida de bosque nativo en el período 1995-2016 . . . . .	13
Figura 2. Distribución geográfica de las áreas de estudio y contribución relativa a la pérdida de bosque nativo hacia otros usos del suelo. . . . .	14
Figura 3. Variación en escorrentía anual bajo diferentes combinaciones de especies arbóreas. . . . .	24

## TABLAS

Tabla 1. Carbono almacenado en ecosistemas de Chile. . . . .	10
Tabla 2. Superficie de bosque nativo por región. . . . .	12
Tabla 3. Áreas de pérdidas de bosque nativo. . . . .	13
Tabla 4. Fijación (captura) de carbono en ecosistemas de Chile. . . . .	17
Tabla 5. Efectos del cambio de uso del suelo sobre el carbono almacenado en ecosistemas de Chile. . . . .	18
Tabla 6. Efectos del cambio de uso del suelo sobre la fijación (captura) de carbono en ecosistemas de Chile. . . . .	18
Tabla 7. Resultado de la encuesta sobre principios y medidas propuestas para las NDC. . . . .	30



## Resumen ejecutivo

La submesa Cambio de Uso del Suelo (CUS) tuvo por objetivo la redacción y entrega de un informe que reuniera la evidencia científica disponible sobre cambio de uso del suelo, sus impactos, brechas de conocimiento y desafíos futuro. Esta información fue la base para hacer recomendaciones y propuestas sobre cómo hacer frente al cambio climático desde el sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (conocido también como uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura, UTCUTS), y respecto de las Contribuciones Determinadas a Nivel Nacional (NDC, por sus siglas en inglés) de Chile para el sector UTCUTS en la COP25.

### PRINCIPIOS

La submesa acordó una serie de principios basados en la evidencia científica que debían guiar las recomendaciones para las NDC:

1. Maximizar la captura y secuestro de carbono.
2. Asegurar que cualquier medida o incentivo considere una perspectiva de largo plazo, en que toda captura adicional de carbono se transforme en secuestro (almacenamiento permanente de carbono según la dinámica del ecosistema respectivo).
3. Minimizar las emisiones por pérdidas de cobertura vegetal asociadas a incendios, deforestación, otros cambios de uso de suelo y degradación de bosques, turberas, humedales y otros ecosistemas naturales.
4. Todas las regiones biogeográficas, ecosistemas terrestres, regiones administrativas y actividades del sector UTCUTS debieran aportar, según su potencial, al cumplimiento de las metas climáticas de Chile.
5. Estimar los compromisos (*trade-offs*), impactos negativos esperados de las medidas de NDC (reducción del albedo, provisión de agua, ecosistemas amenazados, biodiversidad, impactos sociales) e incorporar el análisis de ciclo de vida de los productos.

### RECOMENDACIONES

Siguiendo estos principios, las principales recomendaciones para las NDC de Chile consideran:

1. Proteger de manera efectiva los ecosistemas naturales: bosques nativos, turberas, humedales y otros ecosistemas naturales, así como las plantaciones de especies nativas con una cobertura permanente para la restauración ecológica. De especial relevancia es la protección de los bosques nativos intactos que no han sido intervenidos o han sido muy poco impactados por la acción antrópica, junto con los bosques ribereños, los cuales son clave para mantener el servicio ecosistémico de provisión de agua en calidad y cantidad.
2. Restaurar y manejar los ecosistemas naturales mediante el manejo sustentable del bosque nativo (limitado a renovales) con fines de restauración, y la recuperación de bosques nativos, humedales y turberas degradadas mediante restauración ecológica.



3. Minimizar las emisiones por pérdidas de cobertura vegetal a partir de la situación actual. Una medida urgente y de gran relevancia a incluir en las NDC es prohibir las quemas agrícolas en todas las regiones del país y épocas del año. Además, incluir metas y acciones para mejorar las prácticas agrícolas y de cosecha a tala rasa de las plantaciones para evitar la erosión del suelo.
4. Conservar los humedales, en que destacan las turberas en Magallanes y Aysén, los bofedales de gran relevancia en la zona altiplánica entre las regiones de Arica y Parinacota y Coquimbo, vegas, humedales de juncáceas y ciperáceas, bosques pantanosos y hualves. Se recomienda incorporar a las NDC su protección para poner fin a su intervención, degradación y conversión a otros usos del suelo.
5. A partir de lo anterior, se elaboraron propuestas de medidas específicas para las NDC en tres ámbitos:
  - › *Protección y recuperación.* Perfeccionar el manejo de las plantaciones forestales y paisajes dominados por ellas, y tomar otras medidas con el objetivo de reducir las tasas de ocurrencia de incendios (principal causa de emisiones del sector UTCUTS) a un promedio de 60.000 ha anuales para la década 2020-2030 para cada uso del suelo en las diferentes regiones y para el total.
  - › *Fomento.* Diseñar e implementar un Plan de Restauración y Conservación de Ecosistemas (2025-2055) con expresión espacial a escala comunal y un presupuesto anual de al menos US\$ 250 millones con un crecimiento de 5% anual, con prioridad en los propietarios de menores recursos, y avanzar en corregir las inequidades en el medio rural.
  - › *Conocimiento.* Chile se compromete a 2025 a constituir, por medio de Conaf, un panel de expertos en el cual participe el coordinador del equipo del Instituto Forestal a cargo del sector UTCUTS del Inventario Nacional de GEI, además de especialistas de diferentes instituciones gubernamentales, académicas, consultores y organizaciones de la sociedad civil.

## CONSIDERACIONES FINALES

El ciclo del carbono no solo es importante desde un punto de vista biogeoquímico, pues el flujo de este elemento influye en la vida de las personas y sus diversas actividades cotidianas, en especial de comunidades rurales y de aquella población más empobrecida y vulnerable. Por lo tanto, el mantener, potenciar y maximizar la función de sumidero de los ecosistemas considerados de carácter estratégico a lo largo de este documento se debe considerar como una acción prioritaria que se sobrepone a cualquier interés económico. Son relevantes en este contexto tanto el cambio de uso del suelo a través de la conversión, por ejemplo, de bosques nativos a praderas o terrenos agrícolas, o de humedales a áreas urbanas, como la degradación de ecosistemas, ya que atentan en forma directa contra el cumplimiento de las metas climáticas que el Gobierno de Chile ha establecido.

La conservación, manejo y restauración de los ecosistemas y el resguardo de la biodiversidad son la base para la mantención de servicios ecosistémicos como la regulación climática a través de la captura y secuestro de carbono, la provisión de agua en cantidad, calidad y regulación de flujos, y la mantención de la fertilidad del suelo, entre otros. Estos servicios deben ser garantizados por el Estado porque son la base para la vida, la habitabilidad de los territorios, los sistemas productivos y el bienestar social. Esto es cierto en particular para los sectores sociales más vulnerables ante el cambio de uso del suelo y el cambio climático, que han sufrido históricamente de inequidades por su origen rural, racial, condición de clase social o de género, atentando en contra de sus derechos humanos.

Todo lo anterior es condición para el crecimiento y el desarrollo económico. La efectividad y eficacia para lograr los Objetivos de Desarrollo Sustentable (ODS) y las metas climáticas del país dependerán de un nivel de coordinación mayor al que en la actualidad existe entre los diferentes organismos del Estado, la empresa privada, las organizaciones de la sociedad civil, las ciencias, los tomadores de decisiones y los ciudadanos en su conjunto.



## Contexto global

La pérdida sistemática de bosques es un fenómeno permanente a nivel global (Hansen *et al.*, 2013). Además de su reducción en superficie, los bosques remanentes están fragmentados, lo cual conlleva a un aislamiento de las poblaciones y a una pérdida de biodiversidad, sobre todo nativa, y sus servicios ecosistémicos, como por ejemplo el secuestro de carbono (Haddad *et al.*, 2015).

La fragmentación del hábitat, entendida como su división en fragmentos más pequeños y aislados entre sí, separados por una matriz de paisajes transformados por el ser humano (Haddad *et al.*, 2015), genera efectos en cascada en la biota, el funcionamiento del suelo y las emisiones de dióxido de carbono (Flores-Rentería *et al.*, 2018). La matriz en la cual se ubican los fragmentos de bosques y otros ecosistemas naturales está formada por diferentes usos de suelo, como agricultura, ganadería y plantaciones forestales (Lindenmayer y Fisher, 2006).

El cambio de uso y cobertura de suelo es una de las causas más importantes de pérdida de la biodiversidad a nivel global (Keith *et al.*, 2013). Si bien esta ha sido la causa principal de extinción de especies, la generación de políticas que limiten el cambio de uso del suelo para propiciar el mantenimiento de la biodiversidad no ha sido prioridad (Alaniz *et al.*, 2019a).

La mayoría de las políticas que apuntan a la conservación de la biodiversidad a nivel internacional están basadas en áreas silvestres protegidas y se enfocan sobre todo en la protección de especies (Keith *et al.*, 2015). La importancia global de la preservación de coberturas vegetales y de sistemas naturales funcionales llevó a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, por sus siglas en inglés) a generar directrices para establecer categorías de amenaza a nivel de ecosistemas (Keith *et al.*, 2013, 2015). Estos lineamientos se presentan mediante la Lista Roja de Ecosistemas (LRE), la cual corresponde a un marco global para monitorear y documentar su situación. El avance en este tipo de instrumentos que consideran un componente espacialmente explícito para los ecosistemas (Keith *et al.*, 2013) busca facilitar el proceso de desarrollo y generación de políticas en el ámbito del ordenamiento territorial.

Lo anterior cobra importancia cuando se sopesan los catastros internacionales sobre cobertura de ecosistemas y sus niveles de perturbación o degradación. Se estima que menos del 20% de los bosques del mundo se encuentran intactos (Potapov *et al.*, 2017), es decir, que no han sido intervenidos por acciones humanas directas como la tala industrial, la urbanización, la agricultura y la infraestructura (Watson *et al.*, 2018), actividades relacionadas con el ordenamiento del territorio. La degradación es un proceso antrópico que genera pérdida de biodiversidad, productividad y estructura de los bosques (Ghazoul *et al.*, 2015).

A pesar de la importancia de los bosques intactos del mundo, su tasa de conversión y degradación ha aumentado en las últimas décadas (Potapov *et al.*, 2017; Watson *et al.*, 2018), debido a que las definiciones utilizadas para estas unidades no distinguen en forma adecuada los bosques intactos de los bosques jóvenes (Mackey *et al.*, 2015; Potapov *et al.*, 2017), e incluso no distinguen entre bosques adultos degradados e intactos, lo que limita la eficiencia de políticas que restrinjan su conversión (Chazdon *et al.*, 2016; Mackey *et al.*, 2015). Los bosques intactos juegan un rol excepcional en la mitigación del cambio climático, dado que almacenan mayores cantidades de carbono que otras coberturas forestales, además de continuar secuestrando en forma activa carbono de la atmósfera, manteniendo su rol de sumideros (Watson *et al.*, 2018).

A nivel global, la incertidumbre en la evaluación de la superficie de bosques nativos sigue siendo un desafío, en especial la diferenciación a gran escala entre los bosques naturales de las plantaciones forestales (Curtis *et al.*, 2018; Zhao *et al.*, 2016). Esto a su vez afecta las estimaciones mundiales sobre la dinámica de pérdida de los primeros. Un caso de esto es el reporte FAO (2015), el que destaca un incremento de la cobertura forestal a nivel planetario, ya que incluye tanto bosques naturales como plantaciones. Esta tendencia se debe



a una definición operacional de bosque, la cual se basa solo en su estructura (altura de los árboles, cobertura de sus copas y superficie que ocupan). Dada esta definición, una plantación comercial es equivalente a un bosque natural nativo, consideración que genera serias limitaciones en la gobernanza de nuestros paisajes y al momento de diseñar instrumentos de mitigación que sean compatibles con metas ambientales y sociales.

En contraste con lo anterior, otros estudios —como el desarrollado por Hansen *et al.* (2013)— estiman una tendencia opuesta, con una pérdida de bosques neta global de 1,5 millones de km<sup>2</sup> entre los años 2000 y 2012. Este estudio representa el mayor esfuerzo internacional para estimar el balance de la superficie de los bosques, el cual se desarrolló a partir de una base de datos global para el período 2000-2013, actualizada recientemente hasta el 2017. Dadas las limitaciones de información y técnicas de procesamiento de imágenes de Hansen *et al.* (2013), no es posible diferenciar si la disminución del área con cobertura forestal corresponde a pérdida de bosques naturales o cosecha a tala rasa de plantaciones forestales.

Durante los años 2001 a 2015 se perdieron a nivel mundial entre 3,5 y 6,5 millones de hectáreas de bosques por año. La principal causa fue la pérdida permanente para producción de productos primarios o *commodities* como granos, carne o fibras vegetales, además de energía y minería (27%), seguida por la producción forestal (26%), agricultura no permanente (24%) e incendios (23%) (Curtis *et al.*, 2018). El retroceso de los bosques primarios a nivel global ha generado una pérdida importante de los servicios ecosistémicos que proveen, como el secuestro de carbono y la mantención de la biodiversidad (Gibson *et al.*, 2011; Mackey *et al.*, 2013).

Los incendios en particular se han convertido en un complicado panorama a nivel planetario en lo que respecta a la pérdida de superficie de bosques. Estos eventos en las zonas de contacto entre áreas urbanas y rurales son cada día más importantes a nivel global, y están causando la muerte de personas, pérdidas económicas, daño a la infraestructura y actividades productivas, además de daños a los ecosistemas aledaños y a las ciudades cuando los incendios se originan en las áreas urbanas más densas. Esto habla de una problemática de cambio de uso del suelo que se presenta como un dilema multidimensional que afecta aspectos sociales, económicos y ambientales.

Grandes incendios forestales se han desencadenado a partir del último tercio del siglo XX. Las consecuencias son diversas, entre las cuales se encuentran el abandono del medio rural, la drástica reducción del pastoreo y del aprovechamiento de leña, y el abandono de cultivos marginales. Esto último ha dado lugar a paisajes con gran cantidad y continuidad de combustibles vegetales inflamables, en un entorno climático cada día más seco y favorable para la propagación del fuego. Solo en las dos últimas décadas se ha conseguido reducir el promedio de superficies quemadas en los países del sur de la Unión Europea gracias a enormes inversiones públicas en prevención, vigilancia y sobre todo en medios de extinción.

La gestión de riesgo de desastres en las zonas de interfaz urbano-rural ha sido abordada en diferentes países donde los incendios forestales son un gran problema, como es el caso de Chile. En este contexto se han creado normas como la AS3959 de Australia, y las NFPA 1.141 y 1.144 de Estados Unidos. En ellas se vincula y clasifica el suelo según zonas de prioridad de protección y se exige, en consecuencia, que las edificaciones cumplan con características apropiadas para asegurar el tiempo suficiente de evacuación y vías de evacuación para los habitantes. A nivel internacional, entre la normativa más relevante de mencionar en protección de edificaciones está el «estándar australiano» para la construcción de edificios en áreas propensas a incendios forestales. Este estándar define seis niveles de ataque en áreas forestales (BAL): BAL-LOW, BAL-12.5, BAL-19, BAL-29, BAL-40 y BAL-FZ. Estas categorías se basan en los umbrales de exposición al flujo de calor de las áreas de riesgo de incendios forestales, para lo cual es relevante su cumplimiento para la construcción en zonas de peligro y el establecimiento de vías expeditas para la evacuación e ingreso de las brigadas de combate de incendios, entre otros.

Las grandes «limpiezas» de territorios que el ser humano ha llevado a cabo a lo largo de su historia utilizando el fuego como herramienta corresponden, en términos climáticos, a enormes liberaciones de dióxido de carbono hacia la atmósfera. La influencia de los incendios forestales no debe ser considerada únicamente desde una visión social y económica, sino también ambiental, debido a la enorme capacidad de perturbar los balances de carbono de los países que sufren estos eventos, como lo demuestran Aragao *et al.* (2018) para el caso de Brasil, con incendios que produjeron liberaciones masivas de carbono, mayores a las generadas por concepto de deforestación para un mismo período.

El aumento sostenido de la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera desde la Revolución Industrial ha alcanzado una tasa cien veces mayor de lo ocurrido hacia el final de la última glaciación, de acuerdo con las observaciones de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos



(NOAA).<sup>1</sup> Este aumento se caracteriza por una gran variabilidad interanual, que resulta principalmente por el secuestro de CO<sub>2</sub> a través de la productividad primaria de los ecosistemas terrestres (Ahlström *et al.*, 2015), la cual varía según el tipo de región biogeográfica. Así, en los sistemas de bosques tropicales y templados siempreverdes domina la función de sumidero de carbono, que representa áreas de alta productividad.

Los ecosistemas naturales tienen gran capacidad de secuestro de carbono (IPCC, 2019) debido a la acumulación de biomasa aérea y subterránea, junto con el depósito de materia orgánica que se acumula en el suelo. Bosques, turberas y bofedales son particularmente importantes dentro del ciclo global del carbono. Para el año 2000, de acuerdo con el Global Forest Watch del World Resources Institute, los bosques cubrían 29 % de la superficie terrestre (WRI, 2001), con los bosques templados húmedos (por extensión) como los que acumulan mayor biomasa en comparación con los tropicales y boreales (Keith *et al.*, 2009). Para el caso de Chile se ha estimado que los bosques adultos almacenan entre 470 a 1.070 t C ha<sup>-1</sup> (toneladas de carbono por hectárea) y las turberas hasta 1.680 t C ha<sup>-1</sup>, considerando biomasa aérea y subterránea (Tabla 1).

Tipo de vegetación	Zona	t C / ha	Referencias
Matorral esclerófilo costero	Coquimbo	36,5	Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2011)
Bosque maulino (solo biomasa aérea)	Maule	269 -360	Pedrasa (1989), Gómez (1976)
Bosque siempreverde costero joven	Los Lagos	193-255	Schlegel (2001)
Bosque siempreverde joven (<100 años)	Chiloé	100-500	Gutiérrez (2010)
Bosque coigüe de Magallanes		216	Silva (1997)
Bosque siempreverde andino adulto	Los Lagos	472-662 (30 % en el suelo)	Schlegel (2001)
Bosque siempreverde costero	Los Lagos	424	Schlegel (2001)
Bosque de alerce (1.300 años) (solo biomasa aérea)	Los Lagos	450-520	Urrutia-Jalabert <i>et al.</i> (2015)
Bosque siempreverde adulto (solo biomasa aérea)	Chiloé	370-720	Gutiérrez (2010)- Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2015)
Bosque siempreverde adulto	Chiloé	1.062 (72 % en el suelo)	Pérez-Quezada (2017)
Turbera antropogénica	Chiloé	130	Cabezas <i>et al.</i> (2015)
Turberas glaciares	Patagonia	1.680 ± 10 %	Loisel y Yu (2013)

Tabla 1. Carbono almacenado en ecosistemas de Chile. En los casos en que el secuestro incluya solo una parte de los reservorios, se indica entre paréntesis en la columna de tipo de vegetación.

Mientras la mayoría de los ecosistemas dejan de incrementar su acumulación de carbono cuando alcanzan su estado de madurez, las turberas pueden seguir acumulando por siglos (IPCC, 2019). Por su parte, los bosques antiguos también pueden continuar siendo sumideros de carbono al secuestrar este elemento y almacenarlo por largos períodos. Esta condición depende de la etapa sucesional del bosque, su estructura y las especies que lo componen (Luyssaert *et al.*, 2008). Se ha estimado que las turberas, que cubren solamente 4 a 5 % de la superficie terrestre, almacenan sobre 610 Gt (610.000 millones de toneladas) de carbono (Page *et al.*, 2011), lo que equivale a un tercio del carbono contenido en los suelos del mundo (Gorham, 1991).

Debido a esto, las turberas han sido definidas como uno de los ecosistemas más importantes en el secuestro de carbono planetario (Joosten y Clarke, 2002). Se estima que los humedales, que incluyen diversos ecosistemas —entre ellos las turberas—, son sumideros netos de carbono, que capturan hasta 830 millones de toneladas de carbono al año con un promedio de 118 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> (Mitsch *et al.*, 2012).

Las estimaciones más precisas de la superficie total de turberas del mundo mantienen un alto nivel de incertidumbre (Leifeld y Menichetti, 2018; Sjögersten *et al.*, 2014). Esto se debe en parte a la dificultad de acceder a estos ecosistemas, así como a las dificultades logísticas asociadas al trabajo de campo requerido para estimar depósitos de carbono subsuperficial en ellos (Lawson *et al.*, 2015). Por otro lado, la tasa acelerada de degradación de turberas debido a drenaje, cambio de uso del suelo, invasión de especies exóticas y explotación dificulta las estimaciones adecuadas de cobertura y depósitos de carbono subsuperficial a nivel mundial en el mediano y largo plazo.

Dentro de otras zonas biogeográficas se encuentran los ecosistemas áridos y semiáridos, los cuales tienen gran influencia en la variación interanual de la productividad primaria global al aportar entre 39 % a 65 % de esta variabilidad (Ahlström *et al.*, 2015; Poulter *et al.*, 2014). Lo anterior se explica principalmente por la sensibilidad de estos ecosistemas al efecto de años húmedos y años secos (Huxman *et al.*, 2004; Zhao *et al.*, 2019). En especial, bajo condiciones ambientales que varían entre normales y más húmedas y templadas, los ecosistemas semiáridos se comportan como sumidero. Aun durante años secos que limitan la actividad

1 «CO<sub>2</sub> at NOAA's Mauna Loa Observatory reaches new milestone: Tops 400 ppm», Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos, 10 de mayo de 2013, <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/news/7074.html>.

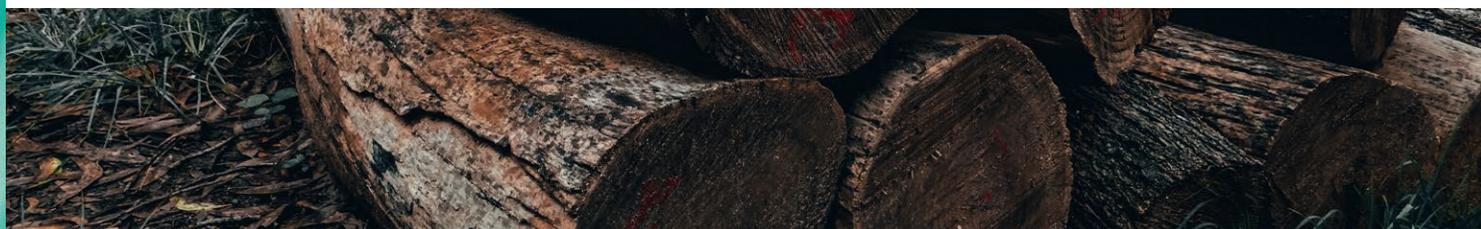


fotosintética, los ecosistemas semiáridos pueden seguir funcionando como sumideros de carbono. Esto ha sido documentado mediante el uso de un sistema de flujo *eddy covariance* para las sabanas de *Acacia caven* en la zona mediterránea de Chile Central, donde se registraron balances de carbono de  $-53 \text{ g C m}^{-2}$  en 2011 y  $-111 \text{ g C m}^{-2}$  en 2012, caracterizados como años de importantes déficits hídricos (Meza *et al.*, 2018). Otro estudio reportó que, en condiciones de sequía y aumento de temperatura, el balance de carbono indicaría que determinados ecosistemas semiáridos estarían actuando como fuentes de carbono (Zhao *et al.*, 2019).

Es así como el aumento de la temperatura en ecosistemas áridos y semiáridos limita la fijación del carbono por parte de la comunidad microbiana y vegetal, y favorece la liberación de carbono por procesos de respiración (Wang *et al.*, 2019). Considerando las tendencias climáticas actuales y que estos ecosistemas cubren el 45 % de la superficie terrestre, su contribución a la variabilidad en la dinámica del carbono a nivel global (emisión y captura) ha sido significativa durante las décadas recientes (Ahlström *et al.*, 2015).

Respecto de la intervención antrópica sobre los diversos ecosistemas y su efecto en el balance de carbono a escala global, un estudio reciente comparó la reserva actual de carbono en la vegetación (cerca de 450 Gt C) con un máximo hipotético sin cambio de uso del suelo (916 Gt C). Esta investigación determinó que 53 % a 58 % de la pérdida de carbono se atribuye a cambios de uso de suelo como la deforestación, mientras que entre el 42 % y el 47 % se debe a efectos del manejo de los bosques (disminución del almacenamiento de carbono sin cambio de uso del suelo) (Erb *et al.*, 2018).

Debido a la pérdida de bosques naturales, hoy es urgente su restauración a escala global. Estos ecosistemas representan la mejor opción para el cumplimiento de las metas climáticas al considerar la necesidad de secuestrar el carbono atmosférico de forma costo eficiente (Bastin *et al.*, 2019) y los múltiples servicios ecosistémicos que los bosques proveen, como la regulación del ciclo hidrológico, conservación de la biodiversidad, prevención de la erosión, turismo y servicios culturales, entre muchos otros.



# Contexto nacional

## CAMBIO DE USO DEL SUELO

A lo largo de la historia de Chile, los bosques han jugado un rol fundamental para el desarrollo cultural, social y económico del país. Sin embargo, la forma en la cual se han utilizado ha gatillado la deforestación de terrenos antes cubiertos por bosques primarios, su degradación producto de la corta no sustentable de árboles para la producción de madera y leña, o la sustitución de bosques primarios por cultivos agrícolas y forestales extensivos (Armesto *et al.*, 2010; Camus, 2006).

Se estima que la superficie original de los bosques nativos que cubrían el país a la llegada de los españoles se ha contraído en más de 50% (Lara *et al.*, 2012). De la superficie remanente, 45% son bosques maduros que albergan los bosques primarios e intactos de Chile (Conaf, 2015), y al menos un estudio ha demostrado que cerca de la mitad de los bosques maduros chilenos presenta algún grado de alteración (Gutiérrez, Díaz-Hormazábal y Chávez, 2017). En este sentido, el recurso forestal nativo de Chile presenta altos niveles de perturbación y degradación, situación que puede variar fuertemente según región y tipo forestal analizados.

El organismo que por ley está a cargo de llevar un catastro actualizado del bosque nativo de Chile es la Corporación Nacional Forestal (Conaf) (Ley 20.283 de 2008). Sus estimaciones respecto de la cobertura forestal son las que alimentan el reporte global de la «Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales» (FRA, por su sigla en inglés) de FAO. En la actualidad no se tiene una estimación robusta del área de bosque nativo en Chile, ya que las estimaciones oficiales difieren de las hechas por estudios científicos.

En 1999, el área oficial estimada y divulgada por Conaf era de 13,4 millones de hectáreas, cifra que para 2018 el organismo estimó en 14,6 millones de hectáreas, es decir, 1,2 millones y 7,5% más en comparación (Conaf-Conama-BIRF, 1999; Conaf, 2019). Dichas diferencias se deben a los cambios reiterados en la metodología utilizada por Conaf, cambios en la cobertura mínima de los árboles para ingresar a la categoría de bosque nativo para algunas regiones (de 25% a 10%), y los diferentes períodos de actualización aplicados para cada región del país, los cuales no son coincidentes (Lara *et al.*, 2016). Por otra parte, la estimación oficial actual difiere de la efectuada por un estudio basado en imágenes satelitales que para 2017 estimó un área de 11,4 millones de hectáreas, es decir, 22% menos que Conaf (Zhao *et al.*, 2016). El área para las regiones de Valparaíso a Los Lagos estimada por Heilmayr *et al.* (2016) también es inferior a la estimación oficial (Tabla 2).

Región	Conaf, (2019)	Heilmayr <i>et al.</i> (2016)	Zhao <i>et al.</i> (2016)
Arica y Parinacota	47.151		686
Tarapacá	33.246		9.480
Antofagasta	0		317
Atacama	0		967
Coquimbo	48.475		31.277
Valparaíso	484.116	81.980	94.780
Metropolitana	363.955	100.120	94.047
O'Higgins	459.309	163.870	182.118
Maule	581.515	363.552	463.034
Biobío y Ñuble	845.552	705.794	893.471
La Araucanía	964.153	1.018.944	992.927
Los Ríos	908.531	700.340	925.911
Los Lagos	2.827.436	2.283.448	2.515.712
Aysén	4.398.745		3.541.898
Magallanes y Antártica	2.671.594		1.675.219
Subtotal Valparaíso a Los Lagos	7.434.567	5.418.048	6.162.000
<b>Total</b>	<b>14.633.778</b>		<b>11.421.844</b>

Tabla 2. Superficie de bosque nativo por región. Fuente: Lara *et al.* (2019) a partir de las fuentes citadas (estimaciones de Conaf a noviembre de 2018).



A pesar de las diferencias en el área total de bosque nativo, las fuentes gubernamentales y académicas coinciden en documentar tasas importantes de destrucción y degradación del bosque nativo en Chile. Según las cifras oficiales de Conaf, en el período 1995-2016 ha habido una pérdida total de 242.500 ha (en promedio 11.500 ha anuales) que han sido reemplazadas principalmente por matorrales, plantaciones forestales y terrenos agropecuarios (Lara *et al.*, 2019). Otras fuentes han estimado esta pérdida promedio en 23.000 ha y 19.000 ha al año para el período total que va entre 1986 y 2011. Si se suman estas áreas de pérdida a aquellas afectadas por incendios y degradadas cada año por la ganadería, cortas selectivas (floreo) y otras causas informadas por Conaf, se llega a un total de 60.000 ha a 71.000 ha anuales durante las últimas dos o tres décadas (Lara *et al.*, 2019). En esta estimación es necesario considerar algún grado de sobreposición entre los diferentes factores, el cual no ha sido estudiado. Tampoco incluye las áreas en que el bosque nativo ha regenerado desde otros usos del suelo.

En cuanto a los usos del suelo hacia los cuales se ha convertido el bosque nativo por acción antrópica, según cifras oficiales, en el período 1995-2016 la mayor parte ha sido reemplazado por praderas y matorrales (47%) o sustituido por plantaciones forestales (40%), seguido de la habilitación hacia terrenos de uso agrícola (6%) (Figura 1). Estos datos son consistentes con los presentados por Miranda *et al.* (2017), quienes señalan los usos del suelo hacia los cuales se ha transformado el bosque nativo entre 1990 y 2010: matorrales (47%), plantaciones forestales (36%), terrenos de uso agropecuario que incluyen praderas y cultivos (12%) (Tabla 3). La conversión de bosques nativos a diferentes usos tiene una alta variabilidad interregional (Figura 2).

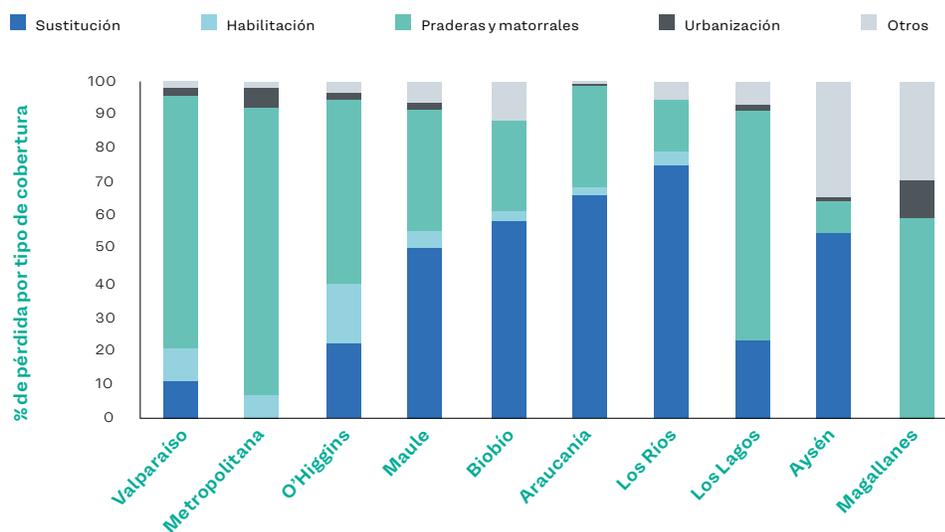


Figura 1. Distribución regional de los principales contribuyentes a la pérdida de bosque nativo en el período 1995-2016. La cifra indicada para la región de Biobío incluye la de Ñuble, región creada en 2018. Fuente: Lara *et al.* (2019) a partir de estimaciones del proyecto Monitoreo de Cambios y Actualizaciones del Catastro de Conaf y colaboradores para las diferentes regiones y períodos.



Período	Pérdida total (ha)	Sustitución por plantaciones	Reemplazo por matorrales	Habilitación agropecuaria y otros	Área anual de pérdida	Área anual afectada por incendios	Área anual degradada por ganadería, cortas parciales y otras causas (2001-2010) (Conaf, 2016)	Área anual total de pérdida, afectada por incendios y degradada	Fuente
1995-2016	242.459	40%	47%	12%	11.546	9.752	38.381	59.679	Elaboración propia a partir de estimaciones de Conaf
1990-2010	452.017	36%	45%	19%	22.600	10.249	38.381	71.230	Miranda <i>et al.</i> (2017)
1986-2011	484.000				19.360	11.808	38.381	69.549	Heilmayer <i>et al.</i> (2016)

Tabla 3. Áreas de pérdidas de bosque nativo. La pérdida anual para cada década no coincide con el total dividido por 10, ya que provienen de áreas de estudio con períodos de tiempo variables, los cuales han sido agrupados según la década a la cual se acerquen más. Este estudio compila los resultados de nueve estudios, que abarcan 36,5 % del área total de las regiones analizadas (Valparaíso a Los Lagos). Fuente: Lara *et al.* (2019) a partir de fuentes citadas.

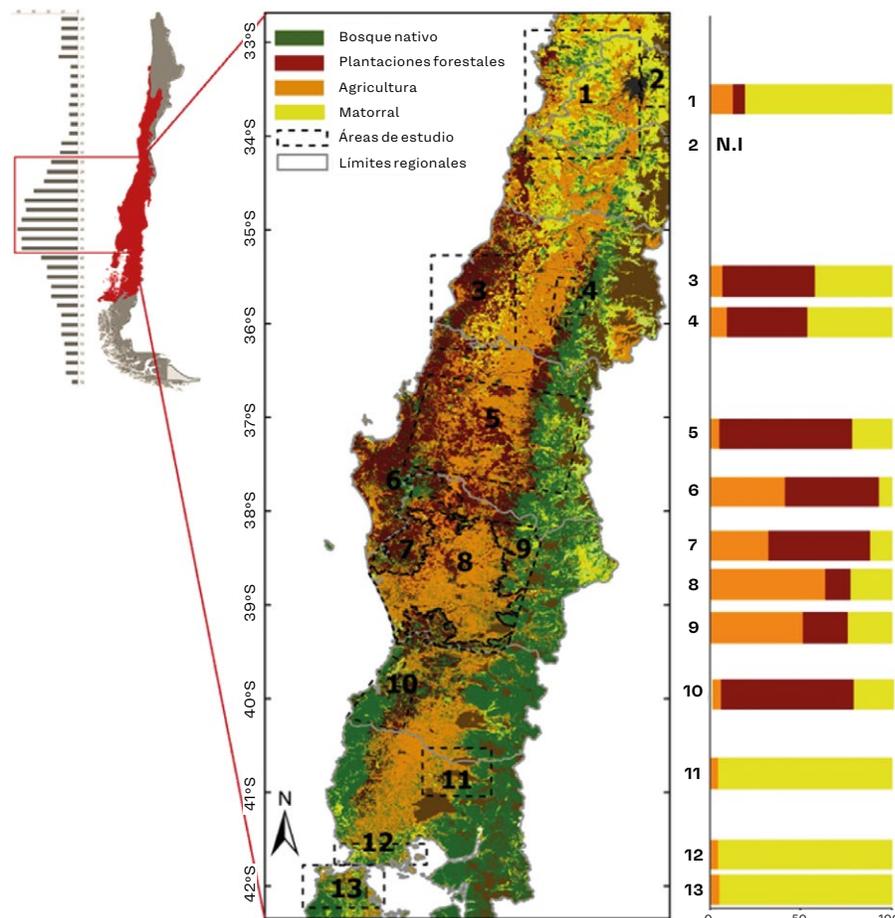


Figura 2. Distribución geográfica de las áreas de estudio y contribución relativa a la pérdida de bosque nativo hacia otros usos de la tierra. A la izquierda, se muestra el número relativo de especies de plantas vasculares por grado de latitud. Fuente: Miranda *et al.* (2017).



Además del cambio de uso del suelo, otro proceso importante que afecta la estructura, composición y función de los bosques nativos es la degradación por causas antrópicas. Las causas de degradación más comunes son la corta selectiva (floreo) y la ganadería (Lara *et al.*, 2016). La madera de las cortas selectivas está destinada en gran parte a la producción de leña en sistemas no sustentables, que en la actualidad es el principal producto del bosque nativo (Lara *et al.*, 2016). Para las regiones de Maule a Los Lagos, de manera oficial se ha estimado un total de 383.816 ha de bosques degradados en el período 2001-2010 (Conaf, 2016). Las unidades del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado (SNASPE) y las áreas protegidas privadas también están expuestas a degradación por ganado. La degradación de bosques ha sido identificada como una fuente importante de emisiones de gases de efecto invernadero, la que debe ser reducida a través de la restauración y recuperación de bosques, así como del uso de una carga animal controlada y manejo adecuado del ganado.

Otra amenaza de los bosques nativos es el aumento de su vulnerabilidad ante el cambio climático. Esto ha sido documentado para diversas regiones del planeta y para diferentes tipos de bosques en Chile, desde la zona mediterránea hasta la Patagonia y en áreas adyacentes de Argentina. Los impactos del cambio climático en los bosques nativos y visibles gracias a imágenes satelitales incluyen reducciones de crecimiento, disminución del verdor y vigor asociado (*browning*), aumento de daños en la copa y pérdida de follaje, mortalidad de parches completos, disminución del desempeño ecofisiológico, aumento del estrés hídrico y aumento de la intensidad del ataque de agentes bióticos (Lara *et al.*, 2019). La megasequía que está experimentando Chile Central desde 2010 ha causado una disminución sistemática en las reservas de agua en el suelo y las napas freáticas. Esto ha generado la disminución de la actividad fotosintética de los bosques nativos y matorrales de la ecorregión mediterránea, lo que se refleja en los índices de diferencia vegetacional normalizados (NDVI, por sus siglas en inglés) captados por imágenes satelitales (Garreaud *et al.*, 2017). Lo anterior está asociado a una mayor pérdida de agua por evapotranspiración sin que estas pérdidas sean balanceadas con la recuperación de la humedad de suelo por las precipitaciones invernales, que han sido muy escasas durante la megasequía, lo cual se ha visto agravado por las altas temperaturas (Garreaud *et al.*, 2017).

Numerosos estudios muestran, además, una severa fragmentación de las formaciones vegetacionales nativas. Para el caso de Chile Central entre Santiago y Valparaíso, el 35% del área de bosques esclerófilos se fragmentó entre 1973 y 2008 (Echeverría *et al.*, 2011). Esta tendencia al aumento de la fragmentación, la disminución del tamaño de los fragmentos y el aumento de la superficie de bordes de fragmentos es similar en casi todos los sitios estudiados en el país (Alaniz *et al.*, 2018; Carvajal *et al.*, 2018; Díaz, 2010; Jin *et al.*, 2018; Miranda *et al.*, 2016; Zamorano-Elgueta *et al.*, 2015; Zegers *et al.*, 2019).

Existen algunas excepciones a los sitios de estudio anteriores. Estas excepciones se refieren al aumento de fragmentación y están constituidas por un área acotada de la precordillera en La Araucanía (Petipas, 2016), un área extensa en Aysén, que después de los masivos incendios de 1940 se recuperó en forma parcial (Bizama, 2011), y diferentes áreas en la zona central más o menos contenidas unas dentro de otras (Altamirano *et al.*, 2019; Castillo *et al.*, 2011; Hernández *et al.*, 2016; Smith-Ramírez *et al.*, 2018). Estas tres excepciones hablan de que aún persiste la capacidad de resiliencia de algunos sistemas, entendida como la capacidad de autorrecuperación después de las perturbaciones, incluido el fuego. La principal causa de la fragmentación mencionada en estos estudios es de carácter antrópica, producida por la habilitación de terrenos agrícolas y por plantaciones forestales de especies de rápido crecimiento. En el caso de Díaz (2011), la fragmentación y pérdida de hábitat es producida por el avance de especies de plantas invasoras en la isla Robinson Crusoe.

Numerosos estudios han abarcado el efecto de la fragmentación sobre las especies amenazadas (catalogadas así por el Ministerio del Medio Ambiente o a juicio de los autores), y algunos estudios han considerado el efecto de la fragmentación sobre servicios ecosistémicos. El primer caso incluye varios estudios en el bosque maulino, en los cuales se ha encontrado que la fragmentación y la presencia de plantaciones de *Pinus radiata* tiene efectos negativos sobre la composición y riqueza de especies. Sin embargo, no sobre su abundancia en muchas ocasiones. Esto debido a que se produce un recambio de especies y muchas veces las generalistas de hábitats son las más abundantes, decreciendo las especies típicas de bosque antiguo (Acosta *et al.*, 2003; Bustamante-Sánchez *et al.*, 2004; Saavedra *et al.*, 2005; Vergara *et al.*, 2004).

Contrario a lo señalado en el párrafo anterior, otros estudios señalan que las plantaciones forestales que rodean estos fragmentos pueden sostener especies nativas, incluyendo especies amenazadas, cuando se permite el crecimiento de sotobosque (Cerde, Grez y Simonetti, 2015; Simonetti, Grez y Estados, 2013; para una revisión a nivel mundial, véase Simonetti, Grez y Estados, 2012). A partir de esto, puede inferirse que la mantención de sotobosque en plantaciones permite que puedan actuar como corredores biológicos para fauna y flora, lo cual es formalmente reconocido en el Protocolo de Plantaciones Forestales (Consejo de Política Forestal, 2017).



Otro aspecto relevante en la materia de cambio de uso del suelo es el ordenamiento del territorio y las políticas asociadas. El ordenamiento territorial es la base para que la sociedad pueda expresar sus aspiraciones en un marco político-administrativo concertado (Gómez y Gómez, 2013). En este ámbito, desde los años noventa, en un esfuerzo progresivo, Chile ha desarrollado diversas acciones en torno al ordenamiento del territorio. Este proceso se ha intensificado en el país a partir de su incorporación en la OCDE en el año 2010. Un hito importante, en el marco de estas acciones, fue la modificación al artículo 114 de la Constitución, que permitió la transferencia de competencias desde el nivel central a los gobiernos regionales (GORE), además de las modificaciones al artículo 111, que oficializa la elección popular de su órgano ejecutivo con la elección del gobernador regional (Ley 21.073). En efecto, la Ley 20.390 de octubre de 2009 modificó el artículo 114 de la Constitución (antiguo artículo 103) y dejó a la Ley Orgánica Constitucional respectiva. Estas modificaciones circunscriben las competencias que se pueden transferir a las regiones en materias de ordenamiento del territorio, como el fomento a las actividades productivas y el desarrollo social y cultural, y significan un avance hacia la implementación del ordenamiento territorial en la nación.

Los instrumentos de planificación territorial (IPT) se desarrollan a partir de lo establecido en la Ley General de Urbanismo y Construcciones (Decreto con Fuerza de Ley 458) y la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (Decreto 47). En este proceso, se reconocen algunos hitos que han configurado el escenario nacional en materia de ordenamiento territorial. En 1990, la creación de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (Conama) implicó un importante avance en el reconocimiento de la institucionalidad ambiental. Luego en 1991, con la oficialización de la creación de los gobiernos regionales mediante la Ley Orgánica Constitucional sobre Gobierno y Administración Regional (LOCGAR), se logró un hito significativo con el otorgamiento de competencias en ordenamiento territorial a los gobiernos regionales en su territorio.

En el año 2015, mediante el Decreto Supremo 34, se creó la Comisión Interministerial de Ciudad, Vivienda y Territorio (Comicivyt), la cual tiene como funciones: i) proponer políticas sobre ordenamiento territorial y desarrollo rural; ii) elaborar políticas y modificaciones legales y reglamentarias respecto del desarrollo urbano; iii) coordinar las inversiones en infraestructura pública; iv) apoyar la ejecución de programas sectoriales; v) contribuir en el diseño y ejecución de grandes obras de inversión pública; vi) promover la coordinación de la gestión en materias de ciudad, infraestructura, vivienda y territorio; y vii) presentar al presidente de la República opciones para la adopción de decisiones en materias de ordenamiento territorial, desarrollo urbano y rural, y ejecución de infraestructura pública. De este modo, la Comicivyt sirve de instancia de coordinación en materias de políticas, planes y programas, con el objeto de tener incrementos significativos en los estándares de calidad de vida y reducir las brechas en materia de equidad urbana y territorial en Chile.

En la actualidad, con la modificación del artículo 17, letra a) de la LOCGAR, se le otorgaría al Plan Regional de Ordenamiento Territorial (PROT) la facultad de pasar de un carácter indicativo a uno vinculante, lo cual implica en la práctica el cumplimiento obligatorio de los PROT para los servicios públicos que operan en cada región, es decir, deberán considerar lo que indica el instrumento en los planes y programas programáticos de fomento que apliquen en estas regiones (Ley 21.074 de febrero de 2018 y texto refundido de la Ley 19.175 de marzo de 2018) (Figura 1). Es importante considerar que el proceso de pasar de una planificación que ha sido eminentemente indicativa a una vinculante requiere ser gradual y progresiva, a partir de los diferentes mecanismos que deberán implementarse, como son —entre otros—, la Política Nacional de Ordenamiento Territorial (PNOT) y los respectivos reglamentos que se generen en su desarrollo.

Todo lo señalado respecto de ordenamiento territorial y su relación con el cambio de uso del suelo se vincula en última instancia con el cuidado, conservación y protección de los ecosistemas nacionales. En Chile, el nivel de amenaza de los ecosistemas es bastante heterogéneo, en general se ha identificado a los ecosistemas de la zona central como los más amenazados y sensibles —por concepto de alta concentración de especies endémicas—, debido a las grandes presiones antrópicas de cambio de uso del suelo para cultivos o urbanización (Alaniz *et al.*, 2016; Pliscoff, 2015). Los bosques de la zona centro sur han experimentado una pérdida de superficie significativa, lo cual ha reducido el hábitat de sus especies de forma importante (Alaniz *et al.*, 2018; Carvajal *et al.*, 2018; Miranda *et al.*, 2017). En particular, el bioma mediterráneo ha sido uno de los más afectados, dentro del cual destacan los ecosistemas costeros de bosque esclerófilo y los bosques premontanos de la Región Metropolitana, los cuales se encuentran en categorías como vulnerable, en peligro, y en peligro crítico, respectivamente (Alaniz *et al.*, 2016). Se han identificado once ecosistemas que se encuentran en categoría de amenaza en el bioma mediterráneo de Chile Central, con su causa de amenaza muy asociada al cambio de uso del suelo, sobre todo por plantaciones de especies exóticas, aumento de la frontera agrícola



e incluso expansión urbana (Alaniz *et al.*, 2016). Un ejemplo de resultado final del proceso de amenaza de un ecosistema es el colapso de la laguna Aculeo, que generó la desaparición completa del ecosistema debido a efectos sinérgicos del cambio climático y una mala gestión territorial (Alaniz *et al.*, 2019b).

En Chile, diferentes grupos de investigación han desarrollado LRE, llegando a resultados parcialmente similares (Alaniz *et al.*, 2016; Moncada, 2019; Pliscoff, 2015). Ello posibilita la generación de acciones y la priorización de aquellos ecosistemas que presentan los grados más elevados de amenaza. Por último, una reciente publicación de Alaniz *et al.* (2019) planteó claras opciones para implementar dicha herramienta en la política pública, con recomendaciones sobre cómo modificar o crear instrumentos de regulación utilizando la LRE. Este enfoque permite entrar a normar las actividades humanas, como cambio de uso del suelo, proyectos de inversión, derechos de agua y actividades productivas en aquellos ecosistemas que se encuentren en categoría de amenaza.

## CARBONO

Los bosques nativos y turberas almacenan gran cantidad de carbono (Tabla 1): los bosques templados maduros pueden contener entre 200 y 1.000 t C ha<sup>-1</sup>, mientras que las turberas pueden contener 1.680 t C ha<sup>-1</sup>.

En cuanto a la fijación de carbono, estudios elaborados en nuestro país muestran que bosques siempreverde adultos de Chiloé fijan carbono a una tasa de 2,38 +4 0,31 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, y que estos mismos bosques en estado joven pueden fijar hasta 7 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Otro estudio muestra que los bosques adultos de alerce pueden fijar hasta 4 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Ibaceta, 2019; Urrutia-Jalabert *et al.*, 2015; Valdés-Barrera *et al.*, 2019). En el caso de las turberas, un estudio desarrollado en turberas en la Patagonia similares a las existentes en Chile, mostró que pueden fijar hasta 0,33 +4 0,21 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Tabla 4).

Ecosistema	Zona	Flujo (t C / ha año)	Fuentes
Matorral de espino	Región Metropolitana	-0,53 a -1,11	Meza <i>et al.</i> (2018)
Bosque norpatagónico	Chiloé	-2,38	Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2018) y Valdés-Barrera <i>et al.</i> (2019)
Turbera antropogénica, uso para conservación	Chiloé	-0,37	Valdés-Barrera <i>et al.</i> (2019)
Bosque siempreverde joven	Los Lagos	-5 a -7	Gutiérrez (2010)
Bosque adulto de alerce	Los Lagos	-3,7 a -4,2	Urrutia-Jalabert <i>et al.</i> (2015)

Tabla 4. Fijación (captura) de carbono en ecosistemas de Chile. Los valores de flujos negativos significan captura.

En el caso específico de la región de Magallanes y la Antártica Chilena, se han hecho esfuerzos importantes por estimar de manera adecuada la distribución espacial de turberas (Pisano, 1977; Ruiz y Doberti, 2005). Además, recientemente se ha intentado evaluar la relevancia de las turberas de la región como depósitos de carbono de importancia mundial (Loisel, 2015). Las estimaciones actuales sugieren que la región cuenta con más de 2 millones de hectáreas de turberas (Domínguez y Vega-Valdés, 2015), las que pudieran contener cerca de 3.500 millones de toneladas de carbono subsuperficial. Estos depósitos se encuentran sujetos al impacto de actividades humanas directas (extracción de turba) e indirectas (introducción de especies invasivas como *Castor canadensis*).

De acuerdo con el Ministerio de Minería, la turba se considera una sustancia fósil cuya explotación puede ser concesionada (Ley 18.248, artículo 5). En la actualidad, existen cerca de 2.175 hectáreas concesionadas para extracción de turba en la región de Magallanes, de las cuales se extrajeron 4.383 toneladas durante 2017 (Sernageomin, 2017). Sin embargo, mediante la promulgación del Decreto Supremo 25 se han dispuesto medidas para la protección del musgo *Sphagnum magellanicum*, que representa un componente integral del 50 % de las turberas en la región. Las medidas de protección dispuestas consideran prácticas sustentables de extracción de turba, encaminadas a mitigar los impactos de la explotación comercial de *Sphagnum magellanicum*. Además, se ha observado que las alteraciones hidrológicas ocasionadas por la colonización de *Castor canadensis* en Tierra del Fuego podrían favorecer la degradación de las turberas subantárticas.

Los estudios sobre cambios de uso de suelo de bosques y turberas que se han hecho en Chile muestran una notable pérdida del carbono acumulado (Tabla 5). En el caso del cambio de uso, la pérdida es de 11 % a 59 % del carbono del ecosistema, mientras que los incendios generan pérdidas de 88 % a 96 % de carbono. Del mismo modo, los cambios de uso del suelo generan un cambio en la fijación anual en los ecosistemas (Tabla 6). El cambio de uso de un bosque templado en Chiloé a una turbera antropogénica (originada por un incendio) significó una disminución de 85 % de la fijación de carbono, mientras que el uso agrícola (pastoreo y cosecha de musgo) de este tipo de turbera significó una disminución de 76 % adicional. El cambio de este



mismo tipo de bosque a matorral y pradera aumentó la fijación en 34 %. Sin embargo, hay que tener en cuenta la disminución del carbono almacenado por este cambio de uso del suelo. Si este tipo de bosques pasan a ser suelo agrícola, dicha sustitución de la cobertura boscosa generará una liberación masiva de carbono, y la pérdida de un sumidero y potencial secuestrador de carbono.

Uso original	Cambio de uso	Tasa de cambio	Fuentes
Matorral esclerófilo costero (Coquimbo) (36,5 t C ha <sup>-1</sup> )	Plantación con <i>Acacia saligna</i> de 3 años (21,1 t C ha <sup>-1</sup> )	-42 %	Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2011)
Turbera antropogénica conservación (Chiloé) (130 t C ha <sup>-1</sup> )	Turbera antropogénica uso agrícola (115 t C ha <sup>-1</sup> )	-11 %	Cabezas <i>et al.</i> (2015)
Bosque siempreverde (solo árboles) (Chiloé) (190 t C ha <sup>-1</sup> )	Bosque quemado (7,7 t C ha <sup>-1</sup> )	-96 %	Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2015)
Bosque norpatagónico (Chiloé) (1.062 t C ha <sup>-1</sup> )	Turbera antropogénica por incendio (130 t C ha <sup>-1</sup> )	-88 %	Pérez-Quezada (2017) y Cabezas <i>et al.</i> (2015)
Bosque norpatagónico (Chiloé) (1.062 t C ha <sup>-1</sup> )	Praderas y matorrales pastoreados (439 t C ha <sup>-1</sup> )	-59 %	Cano (2019) y datos inéditos

Tabla 5. Efectos del cambio de uso del suelo sobre el carbono almacenado en ecosistemas de Chile. Los valores de tasas negativas significan disminución del reservorio de carbono.

Uso original (flujo)	Nuevo uso (flujo)	Tasa de cambio	Fuentes
Bosque norpatagónico en Chiloé (-2,38 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Turbera antropogénica por incendio (-0,37 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	-85 %	Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2018) y Valdés-Barrera <i>et al.</i> (2019)
Turbera antropogénica, uso de conservación en Chiloé (-0,37 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Turbera antropogénica uso agrícola (-0,09 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	-76 %	Valdés-Barrera <i>et al.</i> (2019)
Bosque norpatagónico en Chiloé (-2,38 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Praderas y matorrales (-3,19 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	+34 %	Ibaceta (2019) y Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2018)
Bosque norpatagónico en Chiloé (-2,38 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Cultivos (1,02 t C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	-143 %	Ibaceta (2019) y Pérez-Quezada <i>et al.</i> (2018)

Tabla 6. Efectos del cambio de uso del suelo sobre la fijación (captura) de carbono en ecosistemas de Chile.

Los estudios sobre el flujo de carbono y en particular de dióxido de carbono en los ecosistemas áridos y semiáridos de Chile son escasos. Azua-Bustos *et al.* (2017) hicieron una revisión de investigaciones acerca de la dinámica del ciclo del carbono en la zona más árida del desierto de Atacama, en las que destaca el rol de los tapetes y costras microbianas en el flujo de carbono en este ecosistema hiperárido. Los autores proponen una serie de hipótesis para cuantificar el flujo de carbono y los mecanismos fisiológicos y moleculares que subyacen a la fijación y liberación de carbono en este ecosistema. Por otro lado, Jorquera-Jaramillo *et al.* (2015) reportaron resultados de la aplicación de un protocolo para restaurar ecosistemas semiáridos degradados de la región de Coquimbo, con el fin de disminuir los efectos de la desertificación. El protocolo involucró un enfoque transversal y multidisciplinario que incluyó tomadores de decisiones, personal científico y técnico, y pobladores locales. Los autores reportan efectos positivos de la aplicación del protocolo sobre variables biofísicas indicadoras de desertificación, pues mejoró la estabilización del suelo y disminuyó el escurrimiento de agua por las pendientes. Ambas variables tendrían un efecto positivo sobre la fijación de carbono, según lo expuesto en la sección anterior, aunque en la actualidad se limita a un supuesto que debe ser cuantificado.

## INCENDIOS

Junto con la sistemática disminución de los regímenes hídricos de una gran parte del territorio nacional, el aumento de las temperaturas y otros efectos asociados al cambio climático, los incendios forestales se han posicionado como una de las principales amenazas para los bosques nativos y plantaciones forestales del país. En este sentido, el crecimiento económico y la legislación actual en materia de protección contra incendios forestales no van en concordancia con el aumento de la vulnerabilidad y condición de peligro de los bosques nativos frente al impacto de los incendios forestales (González *et al.*, 2018).

Los incendios ocurridos en 2017 en la zona mediterránea de Chile produjeron enormes pérdidas económicas y daños al funcionamiento ecológico de ecosistemas, que si bien están adaptados a la presencia del fuego, tienen límites de resiliencia que fueron notoriamente superados por las características de intensidad y severidad de los daños (González *et al.*, 2018). Estos enormes incendios se desarrollaron bajo condiciones ambientales de comportamiento extremo (Bowman *et al.*, 2018), favorecidos por la prolongada condición de



sequía que ha afectado al país en la última década, junto con el aumento de las condiciones de peligro, en especial por la acumulación de combustible forestal seco y factores de continuidad espacial de bosques y plantaciones que permitieron el rápido avance de las llamas.

En tan solo tres semanas de 2017 se consumieron cerca de 460.000 hectáreas, lo que equivale a más de siete veces el promedio anual en un período de ocho meses de incendios forestales. En toda la temporada de incendios se quemaron 575.000 hectáreas de vegetación. Por lo mismo, los incendios forestales se consideran en la actualidad como una de las presiones emergentes más importantes, sobre todo en los ecosistemas esclerófilos y templados de la zona costera (Carvajal y Alaniz, 2019). En los últimos 18 años, el 50,6 % de los incendios ocurridos en remanentes de bosque costero del bioma mediterráneo correspondió a ecosistemas amenazados (Carvajal y Alaniz, 2019). Por otro lado, los remanentes de bosque más afectados por los incendios forestales del verano de 2017 correspondían a ecosistemas en peligro y en peligro crítico (Carvajal y Alaniz, 2019). Estos incendios generaron además pérdidas importantes en términos de los servicios ecosistémicos producidos por dichos bosques (De la Barrera *et al.*, 2018).

Estudios del Laboratorio de Incendios Forestales de la Universidad de Chile indican que la condición de propagación está aumentando rápidamente en los últimos años, lo que hace que los modelos creados para Chile necesiten ser evaluados en forma permanente (Castillo *et al.*, 2016). Esto, con el objetivo de estimar los futuros escenarios dada la incertidumbre creada por las condiciones climáticas y la mayor susceptibilidad de la vegetación a la ignición e inflamabilidad respecto de su comportamiento histórico.

Este nuevo escenario involucra un área aproximada de 14,5 millones de hectáreas que comprometen la región centro-sur de Chile, en donde coexisten distintas formaciones de bosque nativo, inclusive especies del matorral y bosque esclerófilo (Garfias *et al.*, 2018). Se encuentran, además, plantaciones forestales con fines de producción cuyas principales especies corresponden a pino radiata y diversas especies de eucaliptos. En particular, los mayores daños se presentaron en el bosque esclerófilo, formación representada por especies nativas tolerantes a las condiciones mediterráneas de sequía, pero extremadamente dañadas por los incendios debido a los altos niveles de intensidad alcanzados por el fuego y la severidad extrema resultante de la propagación descontrolada en miles de hectáreas.

De acuerdo con el estudio de Garfias *et al.* (2018), se concluye que se perdió cerca de 18% de este tipo de bosque en la región central en el verano de 2017, lo que dio paso a extremas condiciones de exposición y degradación de cuencas hidrográficas que han iniciado un proceso de erosión tras las primeras lluvias en abril de ese año. Estudios de hidrofobicidad ejecutados por García-Chevesich *et al.* (2010, 2019) dan cuenta de la pérdida de productividad primaria del suelo y las alteraciones que se producen en la capa superficial de los suelos (primeros milímetros) al ser afectados por el paso del fuego.

Los incendios forestales en Chile Central, particularmente entre las latitudes 32° 22' S y 36° 48' S, se vuelven cada año agentes de perturbación del paisaje vegetal del bosque nativo mediterráneo, también en plantaciones forestales con fines comerciales y en una extensa variedad de infraestructuras cercanas a zonas forestales, sobre todo viviendas e industrias.

El cambio climático, la dinámica existente en el uso del suelo y el aumento en la intencionalidad como causa de inicio de incendios, son realidades que muestran la necesidad de seguir perfeccionando los programas de defensa contra incendios forestales en el país. Dicho mejoramiento requiere la modernización de la infraestructura para la prevención, la ocurrencia y propagación de incendios cada vez más complicados, además de la misión ineludible del Estado de fortalecer su institucionalidad para resguardar la seguridad de las personas y comunidades, especialmente en las zonas de interfase urbano-rural, así como el patrimonio forestal y ambiental asociado a los bosques nativos vulnerables al impacto de los incendios forestales (Castillo *et al.*, 2016).

La superficie de incendios en ecosistemas, según la categoría de conservación afectada, evidencia que los eventos de mayor tamaño se concentraron en la zona central del país, donde se presentan los ecosistemas o pisos vegetacionales más amenazados según la clasificación de la UICN. En términos de superficie, el 76 % del área de ecosistemas naturales afectados por incendios forestales correspondió a ecosistemas clasificados como en peligro crítico y en peligro.

No existe, hasta ahora, una normativa para la evaluación preventiva y regulación que establezca exigencias para viviendas que se emplacen en áreas de riesgo (Minvu, 2009, 2014), cosa que sí ocurre en el ámbito internacional en las normas AS 3.959 y NFPA 1.141, 1.144 y 5.000.

Por otra parte, en Chile no existen políticas públicas que regulen la construcción de viviendas e infraestructura según las condiciones de habitabilidad de su emplazamiento, riesgo de incendios y otros desastres. En forma flagrante se trasgreden las disposiciones normativas dispuestas en la Ordenanza General de Urbanismo y Construcción, lo que se ve agravado por la inexistencia de inscripciones y recepciones de obras en



los municipios. Por otra parte, existe un déficit de normas que resguarden las nuevas condiciones de habitabilidad, por insuficiencia de actualización de la clasificación de usos de suelos, falta de actualización de planes reguladores y, en general, de la integración de la gestión de riesgo de desastres a la política pública que vincule la identificación de áreas de riesgo y las características de habitabilidad que se debiese recomendar o exigir.

A diferencia de otros países, en Chile tampoco hay normativa ni regulaciones que consideren la limitación para estaciones que expenden combustibles o que las industrias que manejan materiales altamente combustibles no puedan estar emplazadas cerca de bosques ni en zonas catastradas de alto riesgo de incendios, lo cual implica una seria amenaza para los ecosistemas colindantes, la vida, el bienestar de las personas y la infraestructura.

## PRODUCTOS FORESTALES NO MADEREROS, PROTECCIÓN A TRAVÉS DE LA CLASIFICACIÓN DE ESPECIES EN CATEGORÍAS DE CONSERVACIÓN Y CULTURA

En Chile, así como en muchos países, existe un alto consumo de productos forestales no madereros. Sin embargo, no todos ellos pueden ser utilizados sin restricción, más bien en la mayoría de los casos se requiere abordar y regular su uso procurando la sustentabilidad, pero velando también por actualizar su estado de conservación. Entre los casos más críticos —y que se encuentran entre los diez más vendidos al mercado internacional— está el musgo pompón (*Sphagnum sp.*); el quillay y el boldo para la extracción de hojas, corteza y extractos; el avellano para hojas y frutos; y el maqui para frutos y yerba de San Juan, solo por mencionar algunos de la lista de más de 480 productos.

Por lo tanto, es necesario contar con una protección de las diferentes especies que son fuente de productos madereros y no madereros, y que regule o prohíba su aprovechamiento según sea el caso, para lo cual la clasificación de especies según su estado de conservación es un instrumento relevante. Al respecto, en la última sesión ordinaria del Consejo de Ministros para la Sustentabilidad se dejó en suspenso la etapa final del Decimocuarto Proceso de Clasificación de Especies Silvestres según Estado de Conservación, lo que aplazó la categorización de 55 especies nativas. Esta clasificación es el principal instrumento para priorizar recursos y esfuerzos en aquellas especies más amenazadas y, lo más importante, implica que serán consideradas en el proceso del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. En dicha sesión el ministro de Agricultura, Antonio Walker, cuestionó por motivos económicos que dos especies —el olivillo (*Aextoxicon punctatum*) y el ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*)— incrementaran su categoría de conservación, señalando que esto «podría dificultar la evaluación de los proyectos que se presenten».

Estos antecedentes se exponen con el propósito de poner a los productos forestales no madereros en la discusión, admitiendo que su uso está arraigado en la cultura, que su conservación y aporte económico son igualmente relevantes, que debe buscarse mejorar las condiciones actuales, tema que está abordado en la Política Forestal 2015-2035. En su segundo eje estratégico, «Productividad y crecimiento económico», señala en su objetivo de impacto 2.4: «Ampliar significativamente —en extensión, calidad y sustentabilidad— la generación de productos forestales no madereros asociados a los recursos forestales».

La industria forestal, los incendios forestales, los proyectos inmobiliarios, la expansión agrícola y la extracción de minerales son algunas de las acciones antrópicas que han producido una inmensa pérdida o reducción de los bosques y los servicios ecosistémicos que ofrecen, los que, además de generar daños a nivel ecológico, han causado un gran impacto negativo a nivel sociocultural en el país (Infor, 2016; Sasaki y Putz, 2009). Estas constantes perturbaciones perjudican principalmente ecosistemas boscosos, afectando progresivamente a comunidades y pueblos indígenas que habitan o habitaban en las distintas áreas naturales del país (Gutiérrez, Díaz-Hormazábal y Chávez, 2017), lo que genera a su vez una disminución del multiculturalismo de los pueblos presentes a lo largo de la historia en Chile (Hoppenhayn y Bello, 2001).

Las comunidades, pueblos y naciones indígenas reconocidas por las Naciones Unidas constituyen ahora sectores no dominantes de la sociedad y tienen la determinación de preservar, desarrollar y transmitir a futuras generaciones sus territorios ancestrales y su identidad étnica como base de su existencia continuada como pueblo. Cabe destacar que, según resultados del Censo 2017, el 12,8% de la población chilena se considera perteneciente a un pueblo indígena u originario (INE, 2018).



## Plantaciones forestales y bosques nativos

Uno de los aspectos más fundamentales en la determinación de los compromisos y metas ambientales relacionados con el uso de suelo y en particular con el sector forestal, es el reconocimiento de las diferencias esenciales que existen entre plantaciones forestales y bosques nativos. Si bien en ambos casos existe un determinado crecimiento de biomasa que se encuentra asociado a la captura de carbono atmosférico, las dinámicas de estos sistemas —uno industrial y otro natural— son por completo distintas en términos ecológicos, y estas diferencias se fundamentan en el ciclo de vida productivo y sucesional que tienen respectivamente.

Todo proceso productivo tiene insumos y productos. En el caso de las plantaciones forestales se produce fibra a partir del crecimiento celular (por fotosíntesis) de los árboles. Esto representa una forma de capturar carbono de manera rápida, y dependiendo de los productos fabricados, una permanencia de este carbono por un período de tiempo variable. Este puede ser de 1 a 4 años, en el caso de la celulosa, hasta un período que en el caso de Chile puede estimarse en 40 años para madera aserrada. Sin embargo, en el proceso de producción se utilizan insumos de entrada como combustibles, fertilizantes, herbicidas y su respectivo transporte, lo cual genera emisiones de carbono hacia la atmósfera. Lo anterior, sin considerar las emisiones de las plantas de celulosa, madera aserrada y otras industrias de la madera, así como del transporte de trozas y productos. Si se aumenta el área de plantaciones —por ejemplo, como parte de una estrategia para aumentar las capturas—, se debe considerar el aumento de las emisiones asociadas. Además, hay que considerar que las emisiones desde las plantas de celulosa y otras industrias estén imputadas mayoritariamente a los sectores de industria y transporte en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI).

De acuerdo con Lewis *et al.* (2019), las metas climáticas no se alcanzarán si los países proponen cumplir su parte en el secuestro de carbono mediante el establecimiento de plantaciones forestales con fines comerciales. Las plantaciones forestales pueden capturar carbono en forma rápida debido a que en general se crean con especies de rápido crecimiento. Sin embargo, un porcentaje de este carbono capturado es liberado nuevamente a la atmósfera cuando se hacen los procesos industriales vinculados al manejo intensivo de plantaciones. Para el caso de productos como pulpa y papel, el carbono capturado por los árboles que terminaron transformados en dichos bienes retornaría a la atmósfera en aproximadamente dos años. En el caso de Chile, el 50% del volumen total cosechado se destina a la producción de pulpa de celulosa y astillas exportadas —usada en la fabricación de papel, pañales y otros productos desechables— y el 14% a leña. Todo el carbono capturado por estas plantaciones sería liberado de nuevo a la atmósfera en un plazo de 1 a 4 años.

En este mismo ámbito, Morales *et al.* (2018) muestran que para producir un metro cúbico de eucalipto se liberan 16,3 kg de CO<sub>2</sub> equivalentes. Por lo tanto, el secuestro de carbono debe considerar el ciclo completo de producción. Este análisis se conoce como análisis de ciclo de vida o *life cycle assessment*, el cual es fundamental para no sobrestimar la capacidad de secuestro de cualquier sistema productivo. La información sobre el análisis de ciclo de vida debe ser pública, transparente y verificable, pues de otra forma no existen incentivos a la mejora en la eficiencia de los procesos, ni credibilidad en el sistema a nivel nacional e internacional.

Por otro lado, las políticas de subsidios forestales en Chile (Decreto Ley 701 y Ley 20.283) no fueron diseñadas considerando la marginalidad que produce la política de subsidio, es decir, dada su rentabilidad privada, si es que acaso se justifica entregar dineros públicos para aumentar la superficie de plantaciones. El caso de



las plantaciones forestales demuestra que su expansión estuvo fundada en buena medida por el proceso de liberalización económica en Chile (remoción de bandas de precio, restricciones de exportación y apertura a mercados internacionales), hasta hacerlas *estructuralmente* más rentables que otros usos de suelo.

En contraste, en el caso de la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Ley 20.283), en el diseño y determinación del monto de los subsidios no se consideraron los costos reales de las actividades solicitadas a los propietarios, así como tampoco los costos de oportunidad de conservación ni los posibles beneficios sociales de la conservación del bosque. Se estableció un límite arbitrario, sin evidencia, de 10 UTM por hectárea, lo que además no consideró la variabilidad geográfica de los costos de manejo, insumos y transporte.

Por lo tanto, cualquier modificación o nueva legislación forestal debe enfocarse en generar beneficios sociales que incentiven la conservación y restauración de los bosques nativos del país, así como su manejo sustentable, y evitar la pérdida o degradación de estos ecosistemas, lo que implicaría significativas emisiones de dióxido de carbono, además de una disminución de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos.

Sin duda existen múltiples características propias de los sistemas productivos forestales y de los bosques nativos que deben ser evaluadas para la determinación de nuevas forestaciones. En este sentido, no se debe olvidar que las metas climáticas persiguen sobre todo el secuestro del carbono atmosférico en los sistemas terrestres. Por lo mismo, se requiere una clara identificación de los atributos sociales, ambientales y económicos que proveen cada uno de estos sistemas, con el de bosques nativos, según lo expuesto, como el de mayor potencial para la mitigación.

Es importante considerar que el sector forestal representa un importante rubro exportador y que contribuye de manera significativa a la economía nacional. Sin embargo, también podría contribuir a las metas climáticas sin expandir su superficie, considerando la gestión del paisaje entre los fragmentos. El diseño ecológico de los espacios internos y de aquellos que circunscriben a las plantaciones puede ofrecer oportunidades para ayudar a conservar la biodiversidad tanto en aspectos de composición de especies como funcionales, al conectar poblaciones u ofrecer hábitats alternativos o complementarios (Damschen *et al.*, 2019; Driscoll *et al.*, 2013). Esta medida de manejo, conocida como *corredor biológico*, podría complementarse con muchas otras que apunten a la conservación de los suelos y la protección de los recursos hídricos de las cuencas en donde se emplazan las plantaciones.

Por otra parte, bajo el contexto de la COP25, es primordial fomentar y potenciar iniciativas estatales como la adopción del programa REDD+ de Naciones Unidas, al cual Chile decidió sumarse con el objetivo de cumplir con la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales, bajo la premisa de reducir las emisiones de carbono hacia la atmósfera por causa de degradación o deforestación. Se requiere impulsar y fortalecer las capacidades institucionales para la conservación de los bosques nativos del país, evitando la pérdida y degradación de estos ecosistemas, así como las emisiones asociadas. Los impactos de no tomar estas medidas quedan de manifiesto en los ejemplos que se muestran en la **Tabla 5**.

## CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE BOSQUE NATIVO PARA LA MITIGACIÓN EN EL LARGO PLAZO

Evitar el remplazo de bosques naturales nativos y promover su restauración cumple un criterio esencial para combatir el cambio climático: maximizar la cantidad de carbono almacenado por unidad de área y su tiempo de residencia en los hábitats terrestres. La clave de esta eficiencia está en la mayor diversidad estructural de los árboles, arbustos y hierbas que conforman los bosques nativos. Por ejemplo, los bosques con abundancia de árboles longevos —que demoran cientos de años en completar su ciclo de vida— logran un mayor almacenamiento y tiempo de retención promedio de carbono (período de residencia). Para los bosques antiguos de alerce de la cordillera de los Andes se estima un período de residencia del carbono de más de 1.300 años solo considerando los árboles vivos de alerce, el período más largo en el mundo (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2015). Cuando los árboles nativos mueren, un alto porcentaje de este carbono permanece por décadas o siglos en los árboles muertos que quedan en pie o yacen sobre el suelo, y va siendo liberado lentamente a medida que los troncos se pudren.

Por el contrario, en plantaciones de árboles de crecimiento rápido, el período de residencia del carbono es de 10 a 18 años en Chile según el período de rotación. En el momento de la tala rasa, un porcentaje alto de este carbono se transforma en productos de vida corta, en especial la pulpa de celulosa y astillas para producción



de pulpa y papel, que en 2017 representaron el 54 % del volumen total cosechado para fines industriales (45,7 millones de m<sup>3</sup>), además de la leña (7,5 millones de m<sup>3</sup>) (Infor, 2019; Lara *et al.*, 2019), y es liberado a la atmósfera en un período de 1 a 4 años.

Otro factor que contribuye a acortar el período de liberación del carbono en la atmósfera desde las plantaciones es que después de los incendios se hace maderero de salvataje. Esta práctica consiste en la recuperación y aprovechamiento de parte del volumen de la madera en áreas afectadas por incendios de severidad moderada o baja en el fuego. Corresponde a un adelantamiento de la cosecha a tala rasa de parte del volumen de estas plantaciones, lo que reduce el tiempo en que los árboles están capturando carbono. Después de los incendios de 2017 se hizo este tratamiento en forma extensa, lo que podría explicar el aumento de la producción de madera para pulpa y de astillas en 8,3 y 10,5 % respectivamente en comparación con 2016.

En el caso de madera de pino y eucalipto, puede estimarse que el carbono permanece en los productos por un máximo de 40 años considerando madera impregnada. De hecho, ninguno de esos productos está garantizado por 40 años, la retención de carbono por más tiempo es excepcional y finalmente en algún momento retorna a la atmósfera. Por lo mismo, hacer productos maderables de larga duración no debe tratarse como una eficiente medida de mitigación.

Por último, dada la eficiencia de los bosques naturales para almacenar carbono por unidad de área, su protección y restauración es una de las acciones más efectivas, la que debe alinearse y compatibilizarse con medidas de mitigación de múltiples sectores (Bastin *et al.*, 2019; Griscom *et al.*, 2017; Lewis *et al.*, 2019; Smith *et al.*, 2016; Watson *et al.*, 2018).

## SERVICIO ECOSISTÉMICO DE PROVISIÓN DE AGUA

Otro aspecto relevante en la diferenciación entre plantaciones forestales y bosques nativos guarda relación con el recurso hídrico y el manejo integrado de las cuencas en los distintos territorios. Los bosques proveen múltiples servicios ecosistémicos relacionados con el agua, incluyendo su provisión, la regulación de flujos, la provisión de valores turísticos y de recreación (Millenium Assessment, 2005). Las plantaciones forestales industriales (monocultivo de especies exóticas como pino o eucalipto de rotaciones cortas), si bien tienen asociados beneficios económicos derivados de sus productos forestales de corta y media vida (como celulosa y madera), no proveen los mismos servicios ecosistémicos de bosques que han seguido el curso de la sucesión natural (Scott, 2005).

Se ha reportado que plantaciones de *Eucalyptus grandis* en etapa de crecimiento evapotranspiran —lo que incluye intercepción de copas, evaporación del suelo y transpiración de los árboles— hasta el 90 % de la precipitación anual (1.147 mm) (Almeida *et al.*, 2007). Para plantaciones de *Pinus radiata* se han documentado tasas de evapotranspiración anual incluso de 95 % de la precipitación para sitios con una precipitación anual de 1.015 mm, y un descenso de este porcentaje hacia zonas más húmedas con una evapotranspiración equivalente al 47 % en áreas con una precipitación anual de 2.081 mm (Huber *et al.*, 2008). Además de un aumento de la evapotranspiración (expresada como porcentaje de la precipitación total) en zonas más áridas, Huber, Iroumé y Bathurst (2008) reportaron también una disminución de la percolación en las zonas de menor precipitación y, por ende, una menor recarga de acuíferos. En casos más extremos, el consumo de agua de plantaciones forestales puede sobrepasar a la precipitación en detrimento de las napas freáticas (Calder, 2007).

En Chile existe amplia evidencia de la relación entre el bosque nativo, las plantaciones forestales y la provisión y regulación de agua. Diversos estudios comparativos de cuencas hidrográficas han reportado que cuencas con mayor porcentaje de plantación forestal (comparadas con otras cuencas con mayor cobertura de bosque nativo, y controlando por características climáticas y topográficas) tienen asociado menores caudales (Álvarez-Garretón *et al.*, 2019; Lara *et al.*, 2009; Little *et al.*, 2009). Estas diferencias en provisión de agua se explican por el mayor consumo de agua de las plantaciones, y se volvería significativa a partir de los primeros años (entre 1 y 3) de la plantación de especies exóticas (Scott, 2005). Por otra parte, se ha reportado que cuencas cubiertas por bosque nativo tienen una mayor capacidad de regular los caudales, presentando una menor variabilidad de caudales y mayores caudales de verano, comparadas con las cubiertas por plantaciones forestales (Little *et al.*, 2009).

En general, la literatura muestra consenso en que, comparadas con un bosque nativo adulto, las plantaciones forestales evapotranspiran más, lo que se traduce en menores rendimientos hídricos, sobre todo en verano y durante los períodos de sequía. Sin embargo, la magnitud de la reducción en la disponibilidad de agua depende de las características del caso de estudio. Esto impone desafíos para desarrollar conclusiones y recomendaciones que sean generalizables. Por ejemplo, existe un efecto de escalamiento, en el que parcelas,



microcuencas y macrocuencas muestran una sensibilidad distinta al cambio de uso del suelo (reemplazo de bosque nativo por plantación forestal), y las reducciones de caudal mayores se dan a escalas más pequeñas (Álvarez-Garretón *et al.*, 2019; Little *et al.*, 2009). Las diferencias en disponibilidad de agua debido a un reemplazo de bosque nativo por plantación forestal dependen también de la composición inicial de coberturas de suelo dentro de la cuenca y de las condiciones climáticas, con mayores reducciones en zonas más áridas (Álvarez-Garretón *et al.*, 2019). La reducción de los rendimientos hídricos por las plantaciones tiene impactos en la población urbana y rural que vive en una escasez hídrica creciente, con un deterioro en la producción agrícola y en la degradación de ecosistemas y su biodiversidad (Miranda *et al.*, 2017; Nahuelhual *et al.*, 2012).

Respecto de la necesidad de considerar los compromisos o *trade-offs* que resultan de diferentes medidas de mitigación en el contexto del diseño de las propuestas para la adecuación de las NDC, un estudio reciente estimó los cambios en la escorrentía anual como un indicador de la provisión de agua en las cuencas, y estimó los cambios en la escorrentía expresada como caudal anual que ocurrirían después de forestar 100.000 ha. Estas hectáreas se encontraban en un principio cubiertas por matorrales y pastizales, con distintas proporciones de plantación con especies exóticas versus especies arbóreas nativas (Álvarez-Garretón *et al.*, 2019). Si la mitad del área comprometida se foresta con especies nativas destinadas a generar bosques nativos que mantengan una cobertura y acumulación de carbono permanentes (sin talas rasas), y la otra mitad con especies exóticas (por ejemplo, pino o eucalipto) para constituir una plantación forestal sujeta a cosechas a tala rasa en rotaciones cortas (12 a 18 años), el carbono capturado se liberaría parcialmente de vuelta a la atmósfera y, en promedio, se esperaría un descenso de 18% en la escorrentía anual (Figura 3). Esto en comparación con la opción de que la plantación fuera totalmente con especies nativas. La escorrentía proyectada decrece a mayor área cubierta con plantación forestal, llegando a 45% de disminución de escorrentía si la totalidad de las 100.000 ha se cubre con plantación forestal exótica. Lo anterior claramente no fue considerado en la actual propuesta de NDC dada a conocer por el Gobierno en octubre de 2019, que considera la forestación de 100.000 ha con especies exóticas para constituir plantaciones industriales sujetas a talas rasas. Bajo cualquier combinación de especies plantadas, la disminución en disponibilidad de agua sería mayor si se foresta en cuencas pequeñas (representada por los percentiles bajos de la curva en la Figura 3).

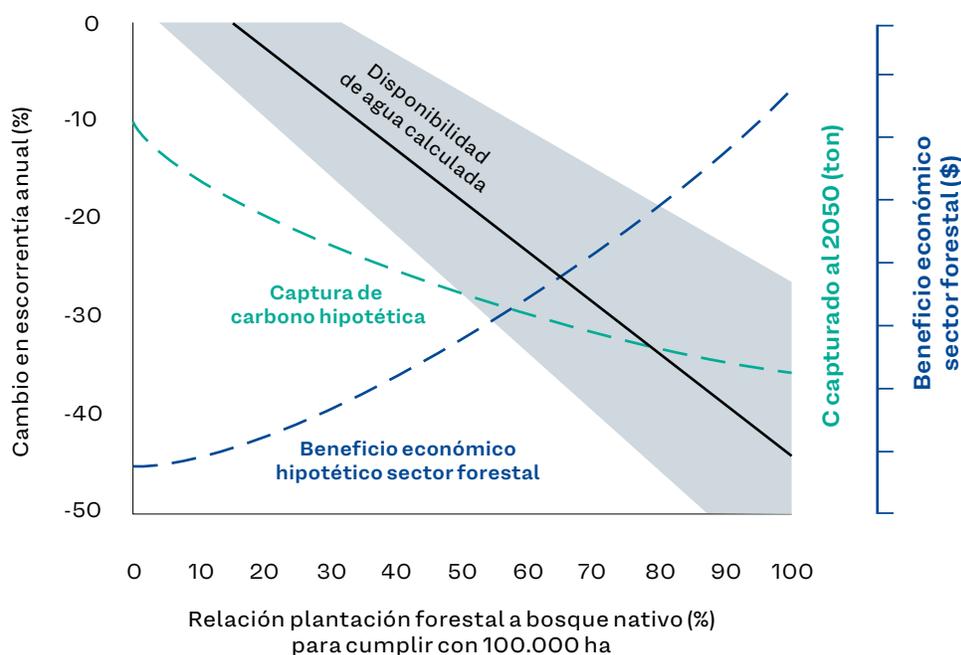


Figura 3. Variación en escorrentía anual bajo diferentes combinaciones de especies arbóreas. Forestación considerada a 100.000 ha, propuesta en las NDC (el área gris corresponde a los percentiles 25% y 75%). La disponibilidad de agua se calcula según el modelo desarrollado por Álvarez-Garretón *et al.* (2019). La línea verde es la potencial captura de carbono al año 2050 a partir de las especies plantadas, bajo el supuesto de que las especies exóticas estarían sujetas a una rotación de 12 a 18 años (y por lo tanto el carbono capturado se liberaría en forma parcial de vuelta a la atmósfera, mientras que las plantaciones con especies nativas estarían destinadas a generar bosques nativos que mantengan una cobertura permanente, sin cosecha). La línea azul representa el beneficio económico privado potencial (hipotético), proveniente de los productos forestales (principalmente pulpa además de trozas, madera aserrada y tableros). Fuente: Adaptado de Álvarez-Garretón *et al.* (2019).



## COSTOS SOCIALES Y AMBIENTALES DE LAS MEDIDAS DE MITIGACIÓN

La sustentabilidad solo es efectiva cuando se integran consideraciones sociales, culturales y ambientales para definir su costo real de implementación. En la actualidad, existe suficiente evidencia científica sobre los impactos sociales, económicos y ambientales de las plantaciones forestales con especies exóticas. Además, parte del impacto social de nuestro sistema silvícola incluye mayores tasas de emigración rural y de conflictos territoriales.

Finalmente, tampoco se debiera omitir el aumento del riesgo de incendios forestales. Aunque desde siempre los incendios forestales de Chile han moldeado el paisaje del país, hoy en día, como en muchas otras partes del mundo, el régimen de incendios ha cambiado y el área, frecuencia e intensidad de los incendios han crecido a un ritmo alarmante, destacándose el año 2017 como el peor año en la historia reciente de Chile (Bowman *et al.*, 2018, Lara *et al.*, 2019). Un problema adicional lo plantean los incendios en la interfaz urbano-rural debido a la masiva y homogénea actividad silvícola de pino y eucalipto en las áreas cercanas. Además, los incendios debieran ser incluidos en las cuentas de carbono. Si se ignoran los costos sociales y ambientales en la evaluación de la propuesta forestal, estaremos inflando su efectividad (Griscom *et al.*, 2017; Lindenmayer *et al.*, 2012).



## Brechas de información y desafíos

Actualmente no se cuenta en Chile con una estimación de la superficie de bosques intactos, ni con un catastro con suficiente detalle espacial y estructural que permita establecer su distribución geográfica, de manera que se tomen decisiones territoriales que apunten a su conservación. Parte de este problema se debe a que las clasificaciones forestales de Chile (por ejemplo, Conaf, 2011) no distinguen bosques adultos según su grado de alteración. Esto determina que las tasas de pérdida de cobertura de bosques intactos y su degradación no se han podido estimar de manera correcta. En consecuencia, las estimaciones de emisiones de carbono producto de estas actividades no son precisas y es muy probable que se subestimen, tanto los aportes en mitigación como en las pérdidas de carbono producto de su reemplazo por otros usos de la tierra o su degradación.

Por otra parte, se asume que los bosques intactos se encuentran ya protegidos en áreas silvestres protegidas tanto estatales como privadas. Sin embargo, de las cifras oficiales se desprende que el 68% de la superficie de bosques adultos de Chile se encontraban sin protección en 2015 (Conaf, 2015), y es en esa superficie donde se encuentran bosques intactos. Ahora, los bosques intactos de Chile que no se encuentran en áreas protegidas siguen siendo intervenidos de manera no sustentable (es decir, sin planes de manejo aprobados por Conaf), lo cual degrada el bosque y genera emisiones de carbono a la atmósfera. Conaf (2015) estimó una pérdida de bosques adultos en el país de 15.364 ha entre 2010 y 2015.

Lo anterior determina que, a la fecha, los bosques intactos de Chile no son considerados explícitamente en estrategias de mitigación de cambio climático, a pesar de que detener su conversión y degradación es percibida como una de las soluciones basadas en la naturaleza más efectivas para mitigar el cambio climático (Griscom *et al.*, 2017).

Los bosques adultos e intactos de Chile también son relevantes en la conservación de la biodiversidad (Armesto *et al.*, 2009; Gutiérrez *et al.*, 2009). Por lo tanto, su preservación es una solución que también integra otros beneficios para la adaptación humana al cambio climático, ya que aportaría a cumplir tanto los acuerdos de mitigación como a detener las pérdidas de biodiversidad (Seddon *et al.*, 2019).

Se suma, además, el hecho de que Chile no cuenta con un sistema de monitoreo que permita hacer un seguimiento de la dinámica de cambio de uso y cobertura del suelo, en particular de la cobertura de bosques nativos y su diferenciación con plantaciones forestales con la suficiente precisión, confiabilidad y aceptación entre los actores involucrados (Lara *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2018). Existe un rango amplio de variación en la estimación del área de bosque nativo, y aunque todas las fuentes muestran tasas de pérdida, en las últimas dos o tres décadas las cifras difieren en su magnitud. Esto genera incertidumbre y dificulta la planificación, la toma de decisiones respecto del bosque nativo y el entendimiento de un tema de preocupación creciente por parte de la ciudadanía.

Las diferencias se producen porque Conaf ha utilizado una metodología y criterios de clasificación variables en el tiempo, mientras que los estudios hechos por distintos investigadores e instituciones para el período 1975-2010 han utilizado una metodología común y sostenida, sobre la base del análisis y clasificación de la vegetación a partir de imágenes satelitales de diferentes fechas y verificaciones de terreno.

Se propone que Conaf, como institución encargada de la actualización y monitoreo del bosque nativo, convoque a la constitución de un panel de especialistas de diferentes instituciones gubernamentales, académicas, consultores y organizaciones de la sociedad civil. El rol de este panel de carácter permanente debiera



ser la definición de una metodología de monitoreo y registro de los cambios en la cobertura forestal, así como la validación de los informes de actualización y monitoreo de la cobertura de los bosques nativos y otros usos del suelo que periódicamente elabora la Corporación. Lo anterior permitiría un consenso en torno al área cubierta de bosque nativo en Chile, la magnitud, dirección y tasa de cambios a otros usos del suelo, así como los patrones geográficos y temporales de dichos cambios. Esta recomendación ya fue hecha por Lara *et al.* (2016) y Miranda *et al.* (2018) en otras instancias, sin que hasta el momento haya sido considerada.

La existencia de patrones de fragmentación y pérdida de hábitat de las formaciones vegetacionales están claros, pues existen estudios recientes que muestran que terrenos abandonados en algunas áreas tienen la capacidad de recuperarse en forma espontánea en la medida que las presiones sean eliminadas. Sin embargo, faltan estudios de fragmentación al norte de la región de Valparaíso y más estudios de la capacidad de recuperación de los sistemas. También existen importantes avances en el conocimiento del efecto de la fragmentación sobre un número importante de taxones, pero faltan estudios que permitan entender la movilidad de las especies, y otros sobre la deuda de extinción en estos remanentes de hábitat. Asimismo, faltan estudios que relacionen la degradación de hábitat, el efecto de las especies invasoras sobre la diversidad remanente y la amenaza de la matriz agrícola sobre ellos.

En términos de generación de conocimientos, se considera que se han hecho importantes avances, aunque la difusión de este conocimiento es una deuda pendiente, junto con la falta de políticas públicas atinentes a disminuir los efectos negativos de la fragmentación sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que brinda.

Se destaca que el PROT (Peña-Cortés *et al.*, 2018) emerge como un instrumento que, sobre la base de los intereses y características físicas de la región, entrega una guía para su desarrollo en un marco de opciones deseables y factibles, las que reflejan compatibilidades entre todos los intereses y funciones que se presentan en los diversos sistemas territoriales y entre estos mismos (Subdere, 2011).

Según Peña-Cortés *et al.* (2019), el PROT tendrá competencia en el 93 % del territorio nacional no normado por instrumentos de alcance urbano, lo cual implica un gran desafío a nivel nacional para el país, posicionándose como un punto crítico que debe ser abordado desde una perspectiva regional. Para ello, es importante que tanto la Política como el Reglamento de los PROT (Arenas y Orellana, 2019) consideren criterios y variables que permitan la definición de las condiciones de localización según se indica en la ley, constituyéndose así en un requerimiento fundamental en los nuevos planes de ordenamiento territorial.

Estos planes requieren una visión integrada y no sectorial, como ha sido históricamente, lo que implica hacer un análisis multiescalar que involucre una combinación dinámica de elementos geográficos diferenciados, bióticos, abióticos y antrópicos (Andrade *et al.*, 2010; Barragán, 2014). Especial relevancia será considerar los diferentes componentes del territorio desde lo físico a lo sociocultural, en una visión de largo plazo y con amplia participación ciudadana.

Falta información sobre el balance entre el secuestro y la emisión de carbono de muchos tipos de ecosistemas en Chile. Para reducir la incertidumbre, es necesario continuar con la medición de los reservorios y emisiones de carbono para distintos tipos forestales de Chile, y su comparación en diversos estados de desarrollo. Se recomienda aumentar la cobertura de torres *eddy covariance* en el país.

En la actualidad, al menos en el caso del sector silvoagropecuario, los esfuerzos en materia de cambio climático en Chile están enfocados mayoritariamente en mitigación por sobre adaptación. En el caso de los bosques nativos y las turberas, los esfuerzos se concentran en la conservación, lo que permite mantener o incrementar sus condiciones como sumideros de carbono. Además, contribuyen a conservar y mejorar los servicios ecosistémicos de regulación hídrica y protección de la biodiversidad, lo que complementa los alcances de la propuesta.

En cuanto a las plantaciones forestales, es necesario evaluar la dinámica y magnitud de las capturas y emisiones de carbono en sus distintas etapas de crecimiento, es decir, a lo largo de la rotación, las emisiones asociadas a faenas de cosecha a tala rasa —por concepto de quema de combustibles en el uso de maquinaria—, la descomposición de desechos forestales y la erosión de suelos, entre otros (Banfield *et al.*, 2018).

De manera general, las brechas de conocimiento referentes a turberas están relacionadas con el desarrollo de inventarios confiables, teniendo una consideración particular sobre el papel que tienen como depósitos de carbono. Por ejemplo, en la actualidad no se cuenta con un inventario preciso del área total de turberas en la región de Magallanes: la información disponible sobre su profundidad y contenido de carbono es insuficiente para elaborar una estimación confiable sobre la magnitud real del depósito de carbono subsuperficial que representan. A su vez, es escaso el análisis cuantitativo del impacto de la colonización del castor (*Castor canadensis*) sobre las tasas de degradación de turba en ecosistemas subantárticos. Es también necesario cuantificar y proyectar las consecuencias del cambio climático en las tasas de acumulación de turba en la



región, ya que por el momento solo hay información limitada sobre el impacto de las actividades humanas y las tasas de emisión de gases de efecto invernadero en turberas subantárticas. Asimismo, se desconoce si el manejo sustentable propuesto bajo el Decreto Supremo 25 de enero de 2019 garantiza la conservación de las turberas, debido a que las tasas de acumulación en sistemas subantárticos son substancialmente inferiores a las de ecosistemas tropicales.

En consecuencia, definir líneas base destinadas a la implementación de programas de conservación de turberas como mecanismos de mitigación de emisiones de carbono a la atmósfera, a partir solo de la información existente, tendría un nivel de incertidumbre considerablemente alto. Este tipo de mecanismos representan instrumentos fundamentales que Chile tendrá que emplear durante las próximas décadas para alcanzar la neutralidad de carbono proyectada para el 2050.

Se propone tomar una serie de acciones para disminuir estas brechas: reducir la incertidumbre sobre las estimaciones de depósitos de turba a nivel nacional; extender a nivel nacional los alcances del Decreto 16, promulgado para la protección de las turberas localizadas en el parque Karukinka. Se propone eliminar la condicionante del artículo 17 numeral 6 del Código de Minería; promover el desarrollo de un inventario de emisiones de gases de efecto invernadero para la región de Magallanes y Antártica Chilena; y estimar el impacto de la proliferación de especies invasivas sobre los componentes superficiales (por ejemplo, bosques) y subsuperficiales (como turberas o sedimentos lacustres) de los ecosistemas subantárticos de la región.

Ligado a ecosistemas como los áridos y semiáridos de Chile (Loayza *et al.*, 2017; Peña *et al.*, 2014; Squeo, Arancio y Gutiérrez, 2001, 2008), no existe una cuantificación del flujo de carbono y función de sumidero a nivel de estos. Los ecosistemas áridos y semiáridos de Chile albergan una variada y frágil biodiversidad en los ambientes que se forman en sus pisos altitudinales. Existen sistemas de vegetación azonal (bofedales), matorral xerofítico, oasis de niebla, bosques pantanosos y humedales costeros. Sin embargo, no existe evidencia que cuantifique las dinámicas de flujo de carbono de estos sistemas, ni cómo los efectos del déficit de precipitaciones que se ha experimentado desde el 2010 han afectado a la fijación de carbono. Las brechas de conocimiento ocultan la importancia que tiene la restauración y conservación de estos ecosistemas en su función de sumidero de carbono.

Dentro de los desafíos se encuentra el conocer la dinámica de flujo de dióxido de carbono en ecosistemas de zonas áridas y semiáridas de Chile, e identificar los componentes bióticos y abióticos que favorezcan la asimilación y secuestro de carbono por sobre la liberación de este gas a la atmósfera. Dado que el ciclo del carbono no solo es importante desde un punto de vista biológico, sino que el flujo de este elemento en zonas áridas influye en las actividades agrícolas y ganaderas —especialmente de comunidades rurales—, maximizar la función de sumidero implica coordinar a los encargados de la toma de decisiones y de la planificación territorial, junto con científicos y ciudadanos.

Por otro lado, Chile necesita con urgencia actualizar su cartografía de modelos de combustibles, por lo menos para las zonas con mayor ocurrencia de incendios forestales. Los antecedentes disponibles provienen de diversas fuentes, muchas de ellas desactualizadas y que no convergen en los mismos objetivos en la gestión de los recursos vegetales. Sumado a ello, se hace necesario estudiar más en profundidad las variables que inciden en tres aspectos básicos de los programas de protección contra incendios forestales: los análisis del riesgo (ocurrencia), peligro (cómo se propaga el fuego) y la vulnerabilidad (los daños potenciales que puede producir el fuego en ecosistemas, bienes y servicios).

Además, existe una urgente necesidad de modernizar la legislación en el sistema de regulaciones y sanciones debido al uso irresponsable del fuego y el sostenido aumento de la intencionalidad, pese a los enormes esfuerzos hechos por el Estado para dotarlos con más recursos año tras año al inicio de las temporadas de incendios. Existen dos aspectos aún deficitarios: debilidades en la formación educativa ambiental de los niños, jóvenes y adultos, y el escaso interés de las agencias de financiamiento al estímulo de proyectos de investigación en manejo del fuego.

En última instancia, los PROT tendrán competencia en el 93% del territorio nacional no normado por instrumentos de alcance urbano, lo cual implica un gran desafío a nivel nacional para el país, posicionándose como un punto crítico que debe ser abordado desde una perspectiva regional. Para ello, es importante que tanto la política como el Reglamento de los PROT (Arenas y Orellana, 2019) consideren criterios y variables que permitan la definición de las condiciones de localización según se indica en la ley, constituyéndose así en un requerimiento fundamental en los nuevos planes de ordenamiento territorial.

Estos planes requieren una visión integrada y no sectorial —como ha sido hasta ahora—, lo que implica hacer análisis multiescalar que involucre una combinación dinámica de elementos geográficos diferenciados,



bióticos, abióticos y antrópicos (Andrade *et al.*, 2010; Barragán, 2014). Especial relevancia será considerar los componentes del territorio desde lo físico a lo sociocultural en una visión de largo plazo y con amplia participación ciudadana.

Es necesario avanzar en la promulgación de la Política Nacional de Ordenamiento Territorial y en el respectivo Reglamento que considere los elementos necesarios desde el punto de vista metodológico para la macrozonificación que establecen los PROT en el territorio rural con carácter de vinculante.

Es necesario generar una lista roja de ecosistemas que permita conciliar los esfuerzos de los grupos de investigación. Ello se podría lograr mediante la generación de una lista híbrida, que mantenga la categoría de amenaza más alta identificada por las diferentes listas, lo que permite, a través del principio de precaución, asegurar el mantenimiento de los ecosistemas.

Se necesita más información sobre parámetros biofísicos y ecológicos que determinan la categoría de amenaza de los ecosistemas. Hasta ahora la mayoría de las evaluaciones utiliza la reducción del tamaño del ecosistema como principal criterio de evaluación.



# Propuestas de principios rectores

## ENCUESTA

El 22 de julio de 2019, el taller de la submesa de Cambio de Uso del Suelo se enfocó en discutir propuestas de principios y medidas a ser consideradas en el diseño de las NDC. Los cinco principios considerados fueron:

1. Maximizar la captura y secuestro de carbono.
2. Asegurar que cualquier medida o incentivo considere una perspectiva de largo plazo, en que toda captura adicional de carbono se transforme en secuestro (almacenamiento permanente de carbono según la dinámica del ecosistema respectivo).
3. Minimizar las emisiones por pérdidas de cobertura vegetal asociadas a incendios, deforestación, otros cambios de uso de suelo y degradación de bosques, turberas, humedales y otros ecosistemas naturales.
4. Todas las regiones biogeográficas, ecosistemas terrestres, regiones administrativas y actividades del sector UTCUTS debieran aportar, según su potencial, al cumplimiento de las metas climáticas de Chile.
5. Estimar los compromisos (*trade-offs*), impactos negativos esperados de las medidas de NDC (e.g. reducción del albedo, provisión de agua, ecosistemas amenazados, biodiversidad, impactos sociales) e incorporar el análisis de ciclo de vida.

Con el fin de incluir a que quienes no participaron en el taller en forma presencial o por videoconferencia, se desarrolló una encuesta para conocer el grado de aprobación de la propuesta, la cual fue respondida por 19 integrantes de la submesa (Tabla 7).

Tabla 7. Resultado de encuesta sobre principios y medidas propuestas en el diseño de NDC. Fuente: Elaboración propia.

	Principio 1	Principio 2	Principio 3	Principio 4	Principio 5	Medida 1	Medida 2	Medida 3	Medida 4	Medida 5	Medida 6	Medida 7
<b>Apruebo</b>	17	14	19	16	18	18	14	17	18	16	16	18
<b>No apruebo</b>	1	3	0	2	1	1	3	1	0	3	3	0
<b>No sabe / No responde</b>	1	2	0	1	0	0	2	1	1	0	0	1



## PROPUESTA FINAL DE PRINCIPIOS PARA LAS NDC

La siguiente sección ha sido preparada a partir de las propuestas iniciales, los aportes entregados por los integrantes de la submesa y el marco de opciones planteadas por el Informe Especial sobre Cambio Climático y Tierra (SRCCCL) del IPCC. Además, se han considerado las propuestas efectuadas por Lara *et al.* (2019).

Se han desarrollado los principios y medidas que se consideran prioritarios, reconociéndose la vigencia de todas las propuestas de la **Tabla 9**. Ejemplo de esto es el principio 4 (todas las regiones biogeográficas y administrativas deben aportar a la captura y secuestro de carbono), que no se desarrolló en detalle. De todos modos, este informe incluye aportes de los integrantes de esta submesa que abarcan las zonas áridas y semiáridas, el sur de Chile y la Patagonia.

Otra consideración general es que las NDC actuales comprometidas por Chile están sujetas a la aprobación o modificación de legislación actual, lo cual es un freno a que las metas se cumplan y se logre el resultado esperado en términos de mitigación. En esta propuesta se considera el enfoque inverso, según el cual las NDC deben incluir el compromiso de aprobar, modificar o mejorar el desempeño de determinadas leyes o reglamentos como vía para lograr el aumento de la captura, secuestro de carbono y reducción de emisiones del sector UTCUTS.

### Principio 1

*Maximizar la captura y secuestro de carbono*

### Principio 2

*Asegurar que cualquier medida o incentivo se encuentre sujeto a una perspectiva de largo plazo con efecto permanente dentro de la dinámica ecosistémica*

Los dos primeros principios se logran mediante la protección de los bosques nativos, turberas, humedales y otros ecosistemas naturales, así como a través de las plantaciones de especies nativas con fines de restauración, el manejo sustentable del bosque nativo (limitado a renovales) y la recuperación de bosques nativos, humedales y turberas degradadas mediante restauración. De especial relevancia es la protección de los bosques nativos intactos que no han sido intervenidos o han sido muy poco impactados por la acción antrópica y los bosques ribereños, los cuales son clave para mantener el servicio ecosistémico de provisión de agua en calidad y cantidad. Por otra parte, se debe dar prioridad a las acciones de protección y restauración a los ecosistemas amenazados que han sido identificados en la LRE de la IUCN en categorías como vulnerable, en peligro y en peligro crítico (Alaniz *et al.*, 2016; Alaniz *et al.*, 2019b). Una medida importante es implementar incentivos a la conservación y restauración de santuarios de la naturaleza y otras áreas protegidas privadas, mantención de remanentes de ecosistemas amenazados e implementar la LRE en los planes reguladores de las diferentes comunas, utilizando la categoría de amenaza como un indicador del uso de suelo potencial. Todas las medidas que se tomen y los incentivos o regulaciones deben propender a que tengan un efecto de mejora permanente, sistémica, y que sean flexibles y adaptativas con una visión de largo plazo.

Es importante considerar, además, a la industria forestal como un sector productivo de gran relevancia a nivel nacional. Su participación para alcanzar la meta de carbono neutralidad es el actual foco de discusión. Sin embargo, para hacer una contribución efectiva a la mitigación de gases de efecto invernadero, la industria forestal basada en plantaciones deberá adaptarse a los desafíos y necesidades del siglo presente y futuro, logrando así construir capital al mismo tiempo que genera beneficios sociales y ambientales.

Se ha documentado que diversos tipos de bosques nativos representan importantes reservorios de carbono y con una alta capacidad de absorción de CO<sub>2</sub>. Dentro del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI), el Instituto Forestal (Infor) estima —usando la metodología y estándares del IPCC (MMA, 2018)— que el bosque nativo captura anualmente -80 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> eq, que se explican por el incremento de biomasa distribuida en 60% por crecimiento de bosques jóvenes (renovales), 25% por bosques ubicados en parques, reservas nacionales y otras unidades del SNASPE, y 15% por bosques manejados según planes de manejo aprobados por Conaf.

Restadas las pérdidas por incendios y extracción de trozas, el balance es de -71 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> eq de captura neta por el bosque nativo para dicho año. Esto indica que, según cifras oficiales, los bosques nativos son la principal fuente de remoción de gases de efecto invernadero para la mitigación del cambio climático. En el caso de que se manejen con una cobertura permanente (sin cortas), el carbono puede quedar secuestrado por siglos y hasta más de mil años. Dichas estimaciones demuestran la preponderancia



de los bosques nativos en el servicio ecosistémico de captura de carbono y regulación climática. Lo anterior indica la necesidad de que el Estado de Chile desarrolle políticas y adecúe sus NDC de tal manera que estos compromisos den una alta prioridad a la conservación, manejo sustentable y restauración del bosque nativo.

### Principio 3

*Minimizar las emisiones por pérdidas de cobertura vegetal asociadas a incendios, deforestación y otros cambios de uso del suelo*

Este principio incluye el cambio hacia matorrales, plantaciones forestales, praderas, terrenos agrícolas por acción antrópica, incendios intencionales o accidentales, así como la degradación de bosques por tala selectiva (floreo) y ganadería. Esta reducción de emisiones debiera considerarse a partir de la situación actual, en la cual según cifras oficiales y de otras fuentes se estima que cada año 60.000 ha a 70.000 ha de bosque nativo se pierden debido a su conversión a otros usos, se ven afectados por incendios o se degradan (Tabla 3). Numerosos estudios compilados en este informe (Tablas 5 a 8) muestran la tendencia general a la disminución de la captura (fijación) y secuestro (acumulación) de carbono al reemplazar los bosques nativos por matorrales, praderas o terrenos agrícolas, así como disminuciones al reemplazar o degradar las turberas.

Se requiere también reducir las tasas de fragmentación a fin de mantener la integridad, funcionalidad, viabilidad, biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos, incluida la captura y secuestro de carbono de estos ecosistemas. Lo anterior requiere el establecimiento de estándares y regulaciones para la configuración espacial y grados de fragmentación o agregación de los diferentes ecosistemas.

Las acciones para disminuir la ocurrencia de incendios incluyen educar a la población para reducir las igniciones y, a través del ordenamiento territorial, generar paisajes más heterogéneos que bajen el riesgo de propagación de los incendios. Otra medida clave es desarrollar estándares en el establecimiento de normas para la construcción en zona de interfaz urbano rural que consideren el riesgo de incendios, lo cual puede ser apoyado por el desarrollo de modelos espacialmente explícitos que permiten calcular la probabilidad de ignición y expansión de incendios a partir de variables antropogénicas, climáticas y biofísicas del territorio (McWethy *et al.*, 2018). Para esto, podría considerarse la experiencia de países donde los incendios forestales de interfaz son también un gran problema, por lo que han creado normas como la AS3959 en Australia, o las NFPA 1.141 y 1.144 en Estados Unidos. En ellas se vincula y clasifica el suelo según zonas de prioridad de protección, para exigir, en consecuencia, que las edificaciones cumplan con características apropiadas para asegurar el tiempo suficiente de evacuación y vías de evacuación para los habitantes. Por su parte, el Protocolo de Plantaciones Forestales elaborado por Conaf en 2017 con la participación de profesionales de la academia, empresas y organizaciones ciudadanas es un primer intento en avanzar hacia criterios comunes, en ese caso voluntarios, pero que debieran ser obligatorios (Conaf, 2017).

Otros factores de riesgo de incendios a los que Chile debe comprometerse para generar estándares y regulaciones son la carga tipo, distribución de combustibles y su continuidad vertical y horizontal (mencionada como medida M5). Esto se logra mediante podas, tamaño de los parches homogéneos de plantaciones (rodales), diseño y mantención de cortafuegos, y líneas de transmisión eléctrica y el control de especies invasoras pirófitas (adaptadas al fuego), como retamo (*Teline monspesulanum*), espinillo (*Ulex europaeus*), pino radiata (*Pinus radiata*) y pino contorta (*Pinus contorta*) (medida 6).

Una medida urgente de gran relevancia a incluir en las NDC de Chile es prohibir las quemas agrícolas en todas las regiones del país y época del año, para ser reemplazadas por métodos alternativos de eliminación de desechos. Esto debido a que son una fuente importante de emisiones, contaminación atmosférica asociada a inversiones térmicas y riesgos de incendios. Esta medida es totalmente factible, como lo demuestra el reemplazo de las quemas en las operaciones de cosecha a tala rasa por las empresas forestales hace más de una década, y el reemplazo por trituración para producir biomasa combustible, ordenamiento de desechos y descomposición *in situ*. Además, las NDC deben incluir metas y acciones para mejorar las prácticas agrícolas y de cosecha a tala rasa de las plantaciones, evitando la erosión del suelo. Un estudio reciente documenta pérdidas importantes de suelos asociadas a cosechas forestales (Banfield *et al.*, 2018), lo que conlleva no solo una reducción de la productividad del sitio, sino también pérdidas de carbono secuestrado en el suelo que es liberado a la atmósfera.

Según el INGEI (MMA, 2016), los incendios —de los cuales más del 99% tienen origen antrópico por negligencia o intencionales—, la falta de ordenamiento y la conversión de bosques nativos a otros usos del suelo son las principales amenazas para los bosques nativos, y las fuentes más importantes de emisiones de



CO<sub>2</sub> de los bosques nativos del sector UTCUTS. Por lo tanto, se propone que Chile comprometa dentro de sus NDC a prevenir y reducir en forma efectiva el riesgo y ocurrencia de incendios, así como la conversión a otros usos del suelo.

Estas acciones coinciden con el manejo del fuego planteado como una medida de adaptación y mitigación propuesta por el IPCC en el informe SRCCL.

#### Principio 4

*Todas las regiones biogeográficas, ecosistemas terrestres, regiones administrativas y actividades del sector UTCUTS debieran aportar a estas metas*

Entre los ecosistemas prioritarios a incorporar en las NDC por la gran cantidad de carbono que son capaces de secuestrar están los diferentes tipos de humedales presentes en todas las regiones de Chile. Los humedales no solo capturan y almacenan carbono, sino que también proveen otros importantes servicios ecosistémicos, entre los que destacan el filtrado y mantención de calidad de agua, la regulación del flujo de agua, la reducción de ocurrencia de inundaciones y la regulación de las temperaturas en áreas aledañas. Esto además de su belleza natural, servir como vías de transporte, proveer oportunidades de turismo y ser provisión de hábitat para una alta diversidad de especies de flora y fauna, como es el caso de las aves, por lo que son vitales para la actividad de ocio de observación.

Dentro de los humedales destacan las turberas, que abarcan 3,2 millones de hectáreas en Magallanes y Aysén, y los bofedales, que tienen gran relevancia en la zona altiplánica entre las regiones de Arica y Parícuta y Coquimbo. Ambos sistemas vegetacionales constituyen importantes reservorios de carbono (Domínguez y Vega-Valdés, 2015). Por lo tanto, debiera incorporarse a las NDC el poner fin a la intervención, degradación y conversión de turberas a otros usos del suelo (medida o), a fin de que las turberas mantengan su condición de reservorios y evitar que lo pierdan al explotarse, degradarse o cambiarse a otros usos del suelo (por ejemplo, agroecosistemas) (Tabla 5). La protección debiera ser a través de modificaciones legales, creación de nuevas áreas protegidas en áreas amenazadas sin protección, establecimiento de impuestos e investigación de estos ecosistemas insuficientemente conocidos. El reglamento de extracción de *Sphagnum* implementado por el SAG en 2018 (Minagri, 2017) es un avance, pero debe haber medidas mucho más enérgicas para resguardar este importante reservorio de carbono y agua. El servicio ecosistémico —expresado como emisión evitada de dióxido de carbono, además de la regulación de los flujos hídricos— justifica plenamente la protección absoluta de las turberas y bofedales. Además, es necesario abordar otras causas de degradación representadas por la actividad industrial y las poblaciones de castor como especie invasora en Magallanes. Se requiere la implementación de una política binacional entre Chile y Argentina, de manera de avanzar hacia la erradicación de esta especie invasora que está teniendo un significativo impacto sobre las emisiones de carbono y metano, así como la alteración de los hábitats ribereños y recursos hídricos.

En forma análoga, se debieran proteger los demás tipos de humedales y fomentar su restauración, lo cual también es una de las opciones de medidas de mitigación mencionadas en el informe SRCCL del IPCC para mantener el carbono secuestrado y que no sea liberado a la atmósfera. Además, se requiere la modificación del Reglamento de Suelo Aguas y Humedales de la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Ley 20.283), de tal manera de proteger todas las turberas y humedales, en contraste con el reglamento actual, que solo incluye los 14 humedales clasificados como sitios de la Convención Ramsar.

#### Principio 5

*Estimar los compromisos (trade-offs) e impactos negativos esperados de las medidas de NDC, e incorporar el análisis de ciclo de vida*

Se requiere la evaluación previa de los compromisos e impactos negativos de las acciones de mitigación que buscan aumentar la captura y el secuestro de carbono. Estos potenciales impactos negativos incluyen la reducción de caudales, de la biodiversidad, aumentos de las tasas de erosión con las cosechas forestales a tala rasa y efectos sociales no deseados. Además, en el cálculo del balance entre captura y emisiones de las plantaciones forestales efectuadas por el INGEI, es necesario hacer estimaciones que incorporen de forma correcta el concepto de análisis de ciclo de vida, que considere insumos de entrada como el petróleo en la maquinaria y el transporte; fertilizantes, herbicidas y otros químicos; y la permanencia del carbono en los diferentes productos de la madera antes de ser liberado nuevamente a la atmósfera.

El análisis de ciclo de vida en Chile ha mostrado que para producir un metro cúbico de madera de eucalipto, se liberan 16,3 kg de CO<sub>2</sub> eq (Morales et al., 2015). Este análisis es fundamental para no sobrestimar la



capacidad de captura y secuestro de cualquier sistema productivo. La información sobre el análisis de ciclo de vida debe ser pública, transparente y verificable, de otra forma no habrá incentivos a la mejora en la eficiencia de los procesos, ni credibilidad en el sistema a nivel nacional e internacional.

Respecto de la necesidad de considerar los *trade-offs* que resultan de diferentes medidas de mitigación para el diseño de las propuestas para la adecuación de las NDC, un estudio reciente estimó los compromisos entre captura de carbono y provisión de agua en las cuencas, en especial cuando se trata de plantaciones forestales con especies exóticas.

Por último, el informe SRCCL del IPCC propone un conjunto de opciones de mitigación y adaptación al cambio climático de carácter transversal, como el desarrollo de capacidades, entrenamiento, fortalecimiento de la transferencia de conocimientos, tecnología y mecanismos de financiamiento. Es necesario que el Estado de Chile establezca compromisos referidos a estas medidas.



# Recomendaciones

## INFORME ESPECIAL SOBRE CAMBIO CLIMÁTICO Y TIERRA COMO CONTEXTO

El Informe Especial sobre Cambio Climático y Tierra (SRCCL) del IPCC (2019) es una gran innovación, pues hace un análisis integrado y sistemático de las relaciones entre el cambio climático y el uso de la tierra, la agricultura, los procesos de erosión de suelos, de degradación de tierras y la seguridad alimentaria. El informe es pertinente para los sectores agricultura y uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura. Es un documento que se basa en la evidencia científica para llamar a actuar y limitar el calentamiento global a 1,5°C, en vez de 2°C, para evitar el impacto que esto tendría para los ecosistemas y la sociedad. El informe aparece justo en el momento en que Chile y diferentes naciones inician una discusión sobre la adecuación de las NDC.

El informe analiza la contribución potencial a escala global de las opciones de respuesta para la mitigación y adaptación al cambio climático, simultáneas con la lucha contra la desertificación y la degradación de tierras y el fortalecimiento de la seguridad alimentaria. De esta forma, se estudia en forma integrada la magnitud y costo relativo que tendrían las respuestas de un total de 28 opciones no excluyentes, de las cuales 19 están basadas en el manejo de la tierra y 9 en el manejo de la cadena de valor.

Respecto de las primeras, 8 corresponden a agricultura (por ejemplo, aumento de la productividad de alimentos, agroforestería, manejo integrado del agua); 2 a bosques (manejo forestal y reducción de deforestación y degradación de bosques); 4 a suelos (por ejemplo, el aumento del contenido de carbono orgánico en el suelo, la reducción de la erosión de suelo y la reducción de su compactación) y 5 a otros ecosistemas (como el manejo del fuego, la restauración y reducción de los humedales costeros y las turberas, y la reducción de deslizamientos y desastres naturales).

El amplio espectro de opciones de respuesta de mitigación y adaptación ofrecidas por el informe da las bases para proponer y desarrollar medidas con las que Chile se puede comprometer, mucho más diversas y ambiciosas que las actuales y las en discusión por el Gobierno, más allá de forestar, manejar o recuperar un cierto número de hectáreas de bosque.

## PROPUESTA DE MEDIDAS PARA LAS NDC

Esta sección incluye 12 medidas sugeridas por la submesa para ser incorporadas a las NDC.

### Protección y recuperación

#### Medida 1

*Chile se compromete a partir de 2020 a mejorar el manejo de las plantaciones y paisajes dominados por ellas, junto a otras medidas enfocadas a reducir las tasas de ocurrencia de incendios (principal causa de emisiones del sector UTCUTS a un promedio de 60.000 ha anuales para la década 2020-2030 para cada uso del suelo en las diferentes regiones y para el total).<sup>2</sup>*

<sup>2</sup> En la década 2010-2019, los promedios anuales son: plantaciones forestales: 45.000; matorrales: 25.000, bosques nativos: 18.000; pastizales: 17.000; total: 105.000. El promedio anual en el largo plazo 1987-2016 es de 54.000 ha anuales, sin considerar 2017.



Esta puede considerarse la principal medida del sector UTCUTS, ya que los incendios en su régimen actual y el que puede proyectarse generan incertidumbre y afectación del balance de carbono nacional, lo que pone en riesgo la viabilidad de avanzar hacia la meta de carbono neutralidad en 2050.

Al respecto, el INGEI calcula que las emisiones de los incendios de plantaciones y bosques nativos en 2015 alcanzaron 24 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> eq, y se estima que en 2017 esta cifra alcanzó cerca de 100 millones de toneladas (MMA, 2019). El aumento sustancial del área quemada durante la última década (comparada con el período anterior) cuestiona seriamente la viabilidad del sector UTCUTS para mitigar las emisiones en Chile. Estos desafíos se ven incrementados por la proyección de que la tendencia anterior se mantenga o aumente debido a la reducción de precipitaciones, aumento de la ocurrencia y duración de sequías, y aumento de temperaturas asociadas al cambio climático. De no lograrse la meta de reducir los incendios a la mitad, aumentaría la necesidad de bajar las emisiones más allá de lo proyectado hacia 2050, y medidas como plantaciones o manejo de bosques nativos con fines de mitigación ya no serán suficientes.

Para alcanzar esta meta, Chile se compromete a las siguientes medidas específicas:

- › Establecer subsidios y otros incentivos para la diversificación de los paisajes a través de la restauración. De esta forma se buscará lograr una combinación de diferentes usos del suelo como base para la provisión de bienes (por ejemplo, madera y alimentos) y servicios ecosistémicos (como provisión de agua, regulación de los caudales, oportunidades de recreación, turismo y la mantención de costumbres ancestrales).
- › Perfeccionar el protocolo de plantaciones de carácter voluntario que fue acordado entre los diferentes actores del sector forestal en 2017 (Conaf, 2017) y establecer la capacidad para un reglamento obligatorio que limite las áreas continuas de plantaciones, la carga de rastrojo (combustible para incendios), el ancho de los cortafuegos, y perímetros de seguridad en torno a áreas urbanas y carreteras. El reglamento debiera considerar el tamaño máximo de las talas rasas, junto con medidas de conservación de suelos para evitar la erosión y pérdida de carbono, así como anchos mínimos de las fajas de protección en torno a los cursos y cuerpos de agua. Además, sobre la base del tamaño de las talas rasas, debiera dictar un reglamento obligatorio y generar una institucionalidad, capacidades humanas y recursos para hacerlo cumplir.
- › Desarrollar un programa de trabajo con las comunidades, las organizaciones locales (juntas de vecinos, comités de agua potable rural, asociaciones de productores), representantes de empresas, agricultores, trabajadores forestales, propietarios, estudiantes y otros actores, a fin de identificar y entender en profundidad las motivaciones para causar incendios por negligencia o de manera intencional, respetando las diversas culturas y situaciones en el país.
- › Sobre esta base, diseñar e implementar en conjunto con estos actores un programa de educación y prevención de incendios, así como de reporte y combate temprano del fuego, considerando la diversidad cultural y de situaciones de nuestro país.

## Medida 2

*Chile se compromete a partir de 2025 a reducir las tasas de conversión y degradación de bosques nativos y formaciones xerofíticas a otros usos del suelo —principal amenaza para las capturas de carbono del sector UTCUTS y mitigación de las emisiones en Chile— en 50 %, tomando como base el promedio anual en el período 1995-2016.<sup>3</sup>*

Esta es la siguiente medida en orden de importancia del sector UTCUTS, ya que de ella depende mantener la principal fuente de captura de CO<sub>2</sub> (captura neta de los bosques nativos 65 a 70 millones de toneladas anuales en el período 2007-2016) y poder avanzar hacia la meta de carbono neutralidad en 2050.

Para alcanzar esta meta, Chile se compromete a las siguientes medidas específicas:

- › Hacer las modificaciones necesarias a los reglamentos y a Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal, de tal manera de aumentar su presupuesto y los montos por hectárea pagados por acciones de conservación y restauración de bosques nativos.
- › Establecer un sistema de créditos con baja tasa de interés para que los propietarios puedan llevar a cabo las intervenciones y devolverlos cuando les paguen los subsidios (históricamente 2 a 3 años después), además de eliminar el mecanismo de concurso y agilizar el procedimiento para el otorgamiento de subsidios. Así se resolvería el problema de que entre 2008 y 2018, solo el 23 %

3 Estos promedios de área de conversión y pérdida anual de bosques nativos hacia otros usos del suelo son 11.500 ha en el período 1995-2016, y 38.000 ha para degradación en el período 2001-2010.



del presupuesto disponible ha sido cobrado, y que el presupuesto que era de US\$ 6 a 10 millones anuales entre 2008 y 2010 se redujo a US\$ 2,6 millones en 2018, debido a que no se ejecutó dicho presupuesto.

- › Establecer un programa de capacitación y acompañamiento a los propietarios para el manejo de sus bosques nativos.
- › Modificar la legislación para que las cortas ilegales sean vistas en Fiscalía y así aumentar con fuerza las sanciones en el caso de corta ilegal de bosque nativo, denuncias que en la actualidad son vistas en los Juzgados de Policía Local, lo cual ha demostrado ser poco efectivo. Las cortas ilegales son una de las principales causas de degradación de los bosques nativos y a veces también de su conversión a otros usos de suelo (por ejemplo, agropecuario o matorrales).
- › Establecer un programa en conjunto con actores del medio rural para diseñar e implementar un sistema de pastoreo regulado del ganado en los bosques nativos, que permita la obtención de beneficios económicos a los propietarios del ganado y que reduzca las inequidades, pero sin degradar los bosques nativos.

En relación con lo anterior, cabe destacar la participación de Chile en el programa REDD+ de Naciones Unidas. Este programa nace para apoyar los esfuerzos por reducir las emisiones enfocándose en las siguientes cinco actividades principales: disminuir las tasas de deforestación y degradación forestal, promover la conservación, el manejo sustentable de los bosques y el aumento de los *stocks* de carbono. A través de Conaf (2016b), Chile participa desde el año 2014. Para el desarrollo de REDD+ se consideran tres fases, las cuales en Chile han sido adoptadas por la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENC-CRV): preparación, implementación y pago por resultados. Para acceder a la fase de pago por resultados, que es donde se compensa a los actores involucrados por las actividades de reducción de emisiones, los países deben cumplir con cuatro requerimientos, los cuales ya han sido cumplidos por nuestro país en 2018. Dichos requerimientos corresponden a: i) una estrategia nacional, para lo que Chile cuenta con la ENCCRV (Conaf, 2016a); ii) un documento que resuma la forma en que se están abordando y respetando las salvaguardas ambientales y sociales, para lo que Chile cuenta con el Marco de Gestión Ambiental y Social de la ENCCRV (Conaf, 2018a); iii) un nivel de referencia de emisiones forestales (bosque nativo), para lo que Chile presentó el primer informe desde las regiones del Maule a Los Lagos (Conaf, 2016b); y iv) un sistema nacional de monitoreo forestal que mida, reporte y permita la verificación de resultados de las estrategias nacionales, para lo que Chile cuenta con el Sistema de Medición y Monitoreo de la ENCCRV (Conaf, 2018b).

### **Medida 3**

*Chile se compromete al 2025 a modificar el Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales —parte de la Ley 20.283—, de manera de incluir en diferentes categorías de conservación a todas las turberas y humedales del país, otorgándoles una protección efectiva.*

Estas categorías debieran considerar desde la protección absoluta en el caso de las de alto valor de conservación, hasta aquellas en las cuales se permite su aprovechamiento en forma sustentable, previniendo su degradación o cambio por otros usos del suelo (por ejemplo, humedales transformados en zonas urbanas). El Ejecutivo tiene las atribuciones para hacer estas modificaciones a través del Ministerio de Agricultura.

### **Medida 4**

*Chile se compromete al 2025 a dictar la ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP).*

Dentro de este servicio, se busca incentivar la protección y restauración de ecosistemas con alto valor para la conservación debido a su biodiversidad, capacidad de captura o secuestro de carbono, provisión de agua, regulación de flujos hídricos y de otros servicios ecosistémicos. Esto en áreas protegidas públicas y privadas, así como en los remanentes de ecosistemas naturales en predios privados que forman la matriz del paisaje con dedicación principalmente productiva (ganadería, agricultura, viticultura, silvicultura). Esto permitiría la conectividad territorial y constitución de paisajes en que se compatibilice la producción de bienes (como madera y alimentos) y servicios ecosistémicos, incentivando al sector privado a contribuir de manera formal a la mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono a largo plazo en remanentes de bosques y matorrales nativos.



### **Medida 5**

*Chile se compromete al 2030 a dictar una ley de ordenamiento territorial como base para una Estrategia Nacional de Ordenamiento Territorial (ENOT) en el contexto del cambio climático y de sus proyecciones futuras.*

Esto otorgará la base para el establecimiento de planes de ordenamiento territorial que sean vinculantes y constituyan un mecanismo de regulación efectivo que prohíba, restrinja, permita o promueva determinados usos del suelo y actividades económicas en el territorio, como los implementados hace una o más décadas en diversos países.

### **Medida 6**

*Como sexta medida, Chile se compromete al 2025 a adoptar un sistema de LRE para la identificación, monitoreo y protección de aquellos ecosistemas estratégicos para la mitigación y adaptación al cambio climático, como bosques nativos intactos, turberas y humedales.*

### **Medida 7**

*Chile se compromete al 2030 a haber detenido en su totalidad la conversión y la degradación de bosques antiguos intactos, turberas y humedales identificados en la LRE.*

### **Medida 8**

*Chile se compromete al 2020 a incorporar dentro de sus metodologías de evaluación de balance de carbono en sector UTCUTS aquellas dinámicas del ciclo hidrológico propias de un manejo integrado de cuenca, relacionadas con el tipo de cobertura vegetal, de modo que sea posible evaluar y proyectar las afecciones que el abastecimiento de agua presente según determinadas medidas de mitigación, como la reforestación.*

## **Fomento**

### **Medida 9**

*Chile se compromete al 2025 a diseñar e implementar un Plan de Restauración de Ecosistemas 2025-2055, con expresión espacial a escala comunal y un presupuesto anual de al menos US\$ 250 millones de dólares con un crecimiento de 5 % anual, priorizando a favor de los propietarios de menores recursos y privilegiando otras formas de corregir las inequidades existentes entre quienes están interesados en restaurar.*

El área por abarcar en su totalidad cada año será definida por el panel formado por diferentes investigadores y profesionales dirigido por Conaf según estándares de costos que garanticen un uso eficiente de los recursos. Este programa de restauración articulará los esfuerzos de actores públicos y privados, focalizará las bonificaciones de la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal, y otros fondos públicos que se establezcan para aumentar el área de bosques nativos, turberas, humedales, aumentar la conectividad entre parches, proveer hábitat para diferentes especies, y eliminar o reducir la invasión de plantas, como el espinillo (*Ulex europaeus*), pino contorta (*Pinus contorta*) y de animales como el castor (*Castor canadensis*) y el visón (*Neovison vison*).

## **Conocimiento**

### **Medida 10**

*Chile se compromete al 2025 a constituir, por medio de Conaf, un panel de expertos en el cual participe el coordinador del equipo del Instituto Forestal a cargo del Sector UTCUTS del INGEL, además de especialistas de diferentes instituciones gubernamentales, académicas, consultores y organizaciones de la sociedad civil.*

Este panel será de carácter permanente y tendrá el objetivo de definir una metodología de monitoreo y registro de los cambios en la cobertura forestal nacional, así como la validación de los informes de actualización y monitoreo de la cobertura de los bosques nativos y otros usos del suelo que periódicamente elabora Conaf. Esta medida busca generar consenso nacional respecto de la información existente sobre cobertura forestal y otros parámetros asociados. En este panel también participarán investigadores y profesionales de diferentes instituciones, quienes tienen experticia en inventarios y modelamiento forestal, balances de carbono en bosques, plantaciones, cambio de uso del suelo, turberas y humedales, y otras disciplinas asociadas para apoyar la labor que hace el Instituto Forestal para el Ministerio del Medio Ambiente en la determinación



de las capturas y emisiones del sector UTCUTS según la metodología del IPCC, generando gradualmente coeficientes específicos para Chile.<sup>4</sup> El panel tendrá también la responsabilidad de asesorar al Gobierno en el diseño, implementación y monitoreo del plan de restauración para lo cual deberá contar con los especialistas requeridos.

### **Medida 11**

*Chile se compromete al 2030 a tener un programa de monitoreo de carbono en sistemas naturales, el cual deberá estudiar al menos tres ecosistemas diferentes —lo que incluye las plantaciones forestales— para el monitoreo y reporte de captura, emisiones y balance de carbono de los ecosistemas nacionales.*

Dichos sistemas deberán ser consistentes y comparables en cuanto resultados, con estudios en Chile y a nivel internacional. Uno de los sistemas de monitoreo deberá considerar el fortalecimiento de la red de torres de monitoreo *eddy covariance* de Chile (en la actualidad hay tres).

La administración de este programa de monitoreo estará a cargo del grupo de trabajo sobre carbono de UTCUTS bajo la dirección del Instituto Forestal. Esto permitirá la generación de información para determinar las tasas de pérdida y degradación de los bosques y otros ecosistemas nativos, y estimar en forma certera las capturas y emisiones de CO<sub>2</sub> de los bosques nativos, plantaciones, matorrales, desiertos, praderas y terrenos agrícolas. Así se conocerá si estos ecosistemas están actuando como fuentes o sumideros de dióxido de carbono, y además cuánta agua utilizan estos ecosistemas.

### **Medida 12**

*Chile se compromete al 2025 a conformar y financiar tres centros de investigación interdisciplinaria para abordar no solo el estudio del cambio climático, sino también las medidas de mitigación y adaptación, y tres centros adicionales al año 2030.*

Dichos centros deben complementarse y coordinarse entre ellos, así como con los centros y grupos de investigación existentes. Estos centros deberán tener un carácter público-privado, con una perspectiva interdisciplinaria que integre el conocimiento científico con otros tipos de saberes. Deberán, además, incluir los aspectos biofísicos, sociales, políticos y culturales en el estudio de los socioecosistemas y regiones. A fin de contrarrestar el centralismo de la economía, servicios y generación de conocimiento en Chile, al menos cuatro de ellos estarán ubicados en regiones diferentes a la Región Metropolitana. Estarán regidos por un Consejo presidido por el ministro de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, quien los apoyará y se asegurará de que se cumplan sus objetivos científicos, se coordinen y colaboren con otros centros y grupos de investigación a nivel nacional e internacional. Este consejo velará en especial por que los centros tengan programas efectivos de comunicación y transferencia del conocimiento, vinculación con la sociedad y que efectúen recomendaciones de política basadas en la evidencia científica.

4 Lo anterior sería un aporte al mejoramiento continuo de las estimaciones, ya que permitiría incorporar con agilidad la información que está siendo generada en la academia y en otras fuentes respecto de crecimiento, sanidad, stocks y balances anuales de carbono. El mejoramiento en el monitoreo del sector UTCUTS dentro del INGEI es esencial para la adecuación periódica de las medidas de mitigación. De esta forma, se mejorará el INGEI que reporta el Gobierno de Chile al IPCC y servirá como base para el diseño de instrumentos de política para aumentar la captura y secuestro de carbono, reducir las emisiones e incorporar medidas de mitigación que sean compatibles con mantener los servicios ecosistémicos hídricos (provisión de agua en cantidad y calidad, regulación de caudales) y otros servicios ecosistémicos.



## REFERENCIAS

- +Ahlström, A., Raupach, M.R., Schurgers, G., Smith, B., Arneth, A., Jung, M., Reichstein, M., Canadell, J.G., Friedlingstein, P., Jain, A.K., Kato, E., Poulter, B., Sitch, S., Stocker, B.D., Viivy, N., Wang, Y.P., Wiltschire, A., Zaehle, S., Zeng, N. (2015). The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO<sub>2</sub> sink. *Science* 348: 895-899.
- +Alaniz AJ, Carvajal MA, Núñez-Hidalgo I, Vergara PM (2019b) Chronicle of an Environmental Disaster: Aculeo Lake, the Collapse of the Largest Natural Freshwater Ecosystem in Central Chile. *Environmental Conservation* Doi 10.1017/S0376892919000122
- +Alaniz AJ, Carvajal MA, Smith-Ramírez C, Barahona-Segovia R, Vielí L (2018) Habitat loss of a rainforest specialist pollinator fly as an indicator of conservation status in South American Temperate Rainforests. *Journal of Insect Conservation* 22(5) 745-755.
- +Alaniz AJ, Galleguillos M, Perez-Quezada J. (2016). Evaluation of validity 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 AJ, Perez-Quezada JF, Galleguillos M, Vásquez AE, Keith DA (2019a). Operationalizing the IUCN Red list of Ecosystems in public policy. *Conservation Letters*. Doi:10.1111/conl.12665
- Almeida, A. C., Smethurst, P. J., Siggins, A., Cavalcante, R. B. L. and Borges, N.: Quantifying the effects of Eucalyptus plantations and management on water resources at plot and catchment scales, *Hydrol. Process.*, doi:10.1002/hyp.10992, 2016.
- +Almeida, A. C., Soares, J. V., Landsberg, J. J. and Rezende, G. D.: Growth and water balance of Eucalyptus grandis hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production, *For. Ecol. Manage.*, doi:10.1016/j.foreco.2007.06.009, 2007.
- +Alvarez-Garretón, C., Lara, A., Boisier, J. P. and Galleguillos, M.: The Impacts of Native Forests and Forest Plantations on Water Supply in Chile, *Forests*, 10(6), 473, doi:10.3390/f10060473, 2019.
- +Armesto, J. J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramírez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A. M., & Marquet, P. A. (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(2), 148–160. doi: 10.1016/j.landusepol.2009.07.006
- +Armesto, J. J., Smith-Ramírez, C., Carmona, M. R., Celis-Diez, J. L., Díaz, I. A., Gaxiola, A., ... Rozzi, R. (2009). Old-Growth Temperate Rainforests of South America: Conservation, Plant-Animal Interactions, and Baseline Biogeochemical Processes. In C. Wirth, G. Gleixner, & M. Heilmann (Eds.), *Old-Growth Forests* (pp. 367–390). Retrieved from [http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-92706-8\\_16](http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-92706-8_16)
- Australian standard®. AS3959. (2009). Construction of buildings in bushfire-prone areas. 107 p.
- +Azua-Bustos, A., González-Silva, C., Corsini, G. (2017). The hyperarid core of the Atacama Desert, an extremely dry and carbon deprived habitat of potential interest for the field of carbon science. *Frontiers in Microbiology* 8: 933. doi: 10.3389/fmicb.2017.00993
- +Banfield, C., Braun A., Barra R., Castillo A., Vogt J. (2018). Erosion proxies in an exotic tree plantation question the appropriate land use in Central Chile. *Catena*, Volume 161: 77 – 84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.017>
- Barahona-Segovia R.M., S.J. Crespin, A.A. Grez & C. Veloso (2019) Anthropogenic thermal gradient in managed landscapes: changes in ambient temperatures interact with physiological restrictions to limit abundance and distribution on ectothermic arthropods. *Forest Ecology and Management* 440: 147-157.
- +Bastin, J., Finegold, Y., Garcia, C. & Mollicone, D. The global tree restoration potential. 79, 76– 79 (2019).
- BCN (2017). Reportes estadísticos comunales. [https://reportescomunales.bcn.cl/2017/index.php/San\\_Jos%C3%A9\\_de\\_Maipo](https://reportescomunales.bcn.cl/2017/index.php/San_Jos%C3%A9_de_Maipo)
- Boisier, J. P., Alvarez-Garretón, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M. and Rondanelli, R.: Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations, *Elem Sci Anth*, 6(1), 74, doi:10.1525/elementa.328, 2018.
- Boisier, J. P., Alvarez-Garretón, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M. and Rondanelli, R.: Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations, *Elem Sci Anth*, 6(1), 74, doi:10.1525/elementa.328, 2018.
- Boisier, JP, Rondanelli, R, Garreaud, RD and Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters* 43(1): 413–421. DOI: <https://doi.org/10.1002/2015GL067265>
- +Bowman, D., Moreira, A., Kolden, C., Chávez, R., Muñoz, A., Salinas, F., González, A., Rocco, R., de la Barrera, F., Williamson, G., Borchers, N., Cifuentes, L., Abatzoglou, J., Johnston, F. (2018). Human-environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio* doi: 10.1007/s13280-018-1084-1.
- Cabezas J., Galleguillos M., Valdés A., Fuentes J.P, Pérez, C., Perez-Quezada, J.F. 2015. Evaluation of impacts of management in an anthropogenic peatland using field and remote sensing data. *Ecosphere* 6(12): 282.
- +Calder, I. R.: Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs, *For. Ecol. Manage.*, 251(1-2), 110–120, doi:10.1016/j.foreco.2007.06.015, 2007.
- +Camus, P. (2006). *Ambiente, bosques y gestión forestal en Chile, 1541-2005*. DIBAM.
- Cano, S. 2019. Reservorios de carbono, nitrógeno y fósforo en agroecosistemas de la Isla de Chiloé. Tesis Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Universidad de Chile.



## REFERENCIAS

- +Carvajal MA & Alaniz AJ (2019) Incendios forestales en Chile central en el siglo XXI: impacto en los remanentes de vegetación nativa según categorización de amenaza y recuperación de cobertura. En: Biodiversidad y Conservación de los Bosques Costeros de Chile. Smith-Ramírez C, Squeo F (Eds), Editorial Universidad de Los Lagos. 487-504.
- +Carvajal MA, Alaniz AJ, Smith-Ramírez C, Sieving KE (2018) Assessing habitat loss and fragmentation and their effects on population viability of forest specialist birds: Linking biogeographical and population approaches. *Diversity and Distributions*. 24(6) 820-830.
- Castillo, M. (2015). Diagnosis of Forest Fires in Chile. In: *Wildland Fires - A worldwide reality*. Book. Elsevier. 211-224. Nova Publishers.
- Castillo, M., Garfias, R., Julio, G., González, L. (2012). Análisis de grandes incendios forestales en la vegetación nativa de Chile. *Inter ciencia* 37: 796-804.
- +Castillo, M., Molina, J-R., Rodríguez y Silva, F., García-Chevesich, P., Garfias, R. (2016). A system to evaluate fire impacts from simulated fire behavior in Mediterranean areas of Central Chile. *Science of the Total Environment*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.139>.
- Castillo, M., Molina, J-R., Rodríguez y Silva, F., Julio, G. (2013). Fire vulnerability model in Mediterranean ecosystems of South America. *Ecological Informatics* 13, 106-113. DOI:10.1016/j.ecoinf.2012.06.004
- +Cerdeña, Y., Grez, A.A., & Simonetti, J.A. (2015) The role of the understory on the abundance, movement and survival of *Ceroglossus chilensis* in pine plantations: an experimental test. *Journal of Insect Conservation*, 19: 119-127.
- +Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., ... Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45(5), 538-550. doi: 10.1007/s13280-016-0772-y
- +CONAF (2016). Nivel de Referencia de Emisiones Forestales/Nivel de Referencia Forestal Subnacional de Chile NREF/NRF. Santiago, Chile. 125 pp.
- +CONAF (2017) Protocolo de Plantaciones Forestales. [http://www.conaf.cl/wp-content/files\\_mf/1509997251ProtocoloPlantacionesForestalesinteractivo.pdf](http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1509997251ProtocoloPlantacionesForestalesinteractivo.pdf)
- +CONAF. (2011). *Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones. Periodo 1997-2011* (p. 28). Santiago, Chile: Corporación Nacional Forestal.
- +CONAF. (2015). *Chile. Criterios e indicadores para la conservación y el manejo sustentable de los bosques templados y boreales. El Proceso Montreal. Segundo reporte nacional 2003-2015*.
- +CONAF. (2019). Cifras oficiales Catastros Usos de Suelo y Recursos Vegetacionales noviembre de 2018. Consultado el 20 de agosto de 2019. <http://sit.conaf.cl/>.
- +CONAF-CONAMA-BIRF. (1999). Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile.
- +Consejo de Política Forestal (2017) Política Forestal 2015-2035: Protocolo de Plantaciones Forestales. Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- Creed, I., Jones, J., Archer, E., Claassen, M., Ellison, D., McNulty, S., Noordwijk, M., Vira, B., Wei, X., Bishop, K., Blanco, J., Gush, M., Gyawali, D., Jobbagy, E., Lara, A., Little, C., Martin - Ortega, J., Mukherji, A., Murdiyasar, D., Ovando, P., Sullivan, C., Xu, J. (2019). Managing Forests for Both Downstream and Downwind Water. *Frontiers in Forests and Global Change*. Volume 2; 1 - 8.
- +Curtis, P. G., Slay, C.M., Harris, N.L., Tyukavina, A. and Hansen, M.C. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361: 1108-1111.
- Damschen E., Brudvig L., Burt M., Fletcher R., Haddad N., Levey D. (2019). Ongoing accumulation of plant diversity through habitat connectivity in an 18 - year experiment. *Science*. Vol. 365, Issue 6460, pp. 1478-1480. DOI: 10.1126/science.aax8992.
- +De la Barrera F, Barraza F, Favier P, et al (2018) Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Sci Total Environ* 637-638:1526-1536. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.119
- DIARIO EL DÍA. 2019. <http://www.diarioeldia.cl/economia/muertes-ganado-caprino-por-sequia-ya-se-cuentan-por-miles-en-region>
- Díaz, H. y Sánchez C. 2002. México Diverso: El debate por la autonomía. Siglo XXI, México, 2002. 176 p.
- +Dominguez, E., Vega-Valdés, D., (2015). Análisis espacial de la distribución geográfica de las Turberas de *Sphagnum* de la Región de Magallanes y Antártica Chilena, in: Domínguez, E., Vega-Valdés, D. (Eds.), *Funciones y Servicios Ecosistémicos de Las Turberas En Magallanes-Colección de Libros INIA N° 33*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Punta Arenas, Chile, p. 334.
- Driscoll, D.A., Banks, S.C., Barton, P.S., Lindenmayer, D.B., & Smith, A. L. (2013) Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 605-613.
- Dube, F., Espinosa, M., Stolpe, N. & Zagal, E. (2016) Relación de los sistemas silvopastorales con el cambio climático y la potencial captura de carbono, en Sotomayor, A. & Barros, S. (eds). *Los sistemas agroforestales en Chile*, Instituto Forestal, Santiago: 317-336
- +Erb, K. H., Kastner, T., Plutzer, C., Bais, A. L. S., Carvalho, N., Fetzl, G., Haber, H., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pongratz, M., Thurner, M., Luyssaert, S. 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature* 553: 73.
- ESCOBAR, C. 2017. La cultura de sistemas sociales tradicionales locales de Chile visto a través de sus viviendas. Facultad de Ciencias Sociales. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- FAO. 2002. [http://www.fao.org/3/ac836e/AC836E01.htm#P45\\_290](http://www.fao.org/3/ac836e/AC836E01.htm#P45_290).
- +FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2015). *Global Forest Resources Assessment*. Roma, Italia. 245 p.



## REFERENCIAS

- +Flores-Rentería, D., Rincón, A., Morán-López, T., Here, A. M., Pérez-Izquierdo, L., Valladares, F., & Yuste, J. C. (2018) Habitat fragmentation is linked to cascading effects on soil functioning and CO<sub>2</sub> emissions in Mediterranean holm-oak-forests. *PeerJ*, 6, e5857.
- +García-Chevesich, P., Pizarro, R., Stropki, C., Ramírez de Arellano, P., Follitt, P., DeBano, L., Neary, D., Slack, D. (2010). Formation of post-fire water-repellent layers in Monterrey pine (*Pinus radiata* D. Don) plantations in South-Central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10, 399-406.
- +García-Chevesich, P.; Martínez, E.; García, A.; Castillo, M.; Garfías, R.; Neary, D.; Pizarro, R.; Valdés, R.; González, L.; Venegas-Quiñones, I.; Magni, C. (2019). Formation of Post-Fire Water Repellent Layers on *Nothofagus glauca* (Hualo) Forests, After the Historical "Las Máquinas" Wildfire in South-Central Chile. *American Journal of Environmental Sciences*. DOI: 10.3844/ajessp.2019.
- +Garfías, R., Castillo, M., Ruiz, F., Vita, A., Bown, H., Navarro, R. (2018). Remanentes del bosque esclerófilo en la zona mediterránea de Chile Central: caracterización y distribución de fragmentos. *Interciencia*, 43(9): 655-663.
- Gayoso, J. (2001) Medición de la caoacidad de caotura de carbono en bosques nativos y plantaciones de Chile. *Revista Forestal Iberoamericana* 1: 1-13
- +Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., & King, L. A. (2015). Conceptualizing Forest Degradation. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(10), 622-632. doi: 10.1016/j.tree.2015.08.001
- +Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., ... Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378-381. doi: 10.1038/nature10425
- +Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* 1: 182-195.
- Greig, A.A., Simonetti, J.A., & Bustamante, R.O. (2006) Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago.
- +Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., ... Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(44), 11645-11650. doi: 10.1073/pnas.1710465114
- Gutierrez, A. G. (2010). Long-term dynamics and the response of temperate rainforests of Chiloé Island (Chile) to climate change (Dissertation, Technische Universität München). Retrieved from <http://mediatum.ub.tum.de/?id=981809>
- +Gutiérrez, A. G., Armesto, J. J., Aravena, J.-C., Carrmona, M., Carrasco, N. V., Christie, D. A.,... Huth, A. (2009). Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloé Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 376-388. doi: 10.1016/j.foreco.2009.03.011
- +Gutiérrez, A. G., Díaz-Hormazábal, I., & Chávez, R. O. (2017). *Monitoreo de la degradación de bosques nativos desde el espacio: implementación de una estrategia territorial para su recuperación* (p. 80) [Fondo de Investigación Bosque Nativo, CONAF. Proyecto 27/2015].
- +Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., et al. (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2): e1500052.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., et al. (2013). High-resolution global maps of 21st-Century forest cover change. *Science*, 342: 850-853
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O. and Townshend, J. R. G.: High-resolution global maps of 21st-century forest cover change, *Science* (80-. ), doi:10.1126/science.1244693, 2013.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O. and Townshend, J. R. G.: High-resolution global maps of 21st-century forest cover change, *Science* (80-. ), doi:10.1126/science.1244693, 2013.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O. and Townshend, J. R. G.: High-resolution global maps of 21st-century forest cover change, *Science* (80-. ), doi:10.1126/science.1244693, 2013.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., et al. (2013) High-resolution global maps of 21st-Century forest cover change. *Science*, 342: 850-853.
- Heilmayr, R. and Lambin, E. F.: Impacts of nonstate, market-driven governance on Chilean forests, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, doi:10.1073/pnas.1600394113, 2016.
- +Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R., Lambin, E.F. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75: 71-82.
- Heubach, K., Wittig, R., Nuppenau, E. Y Hahn, K. 2011. The economic importance of non-timber forest products (NTFPs) for livelihood maintenance of rural west African communities: A case study from northern Benin. *Ecological Economics*, 70: 1991-2001.
- Holl, D., Pancotto, V., Heger, A., Camargo S.J., and Kutzbach K. 2019. Cushion bogs are stronger carbon dioxide net sinks than moss-dominated bogs as revealed by eddy covariance measurements on Tierra del Fuego, Argentina. *Biogeosciences* <https://doi.org/10.5194/bg-2019-156>. <http://www.doh.gov.cl/APR/documentos/Documents/Guia%20asuntos%20indigenas%202012.pdf>
- +Huber, A., Iroumé, A. and Bathurst, J.: Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile, *Hydrolog. Process.*, 22(1), 142-148, doi:10.1002/hyp.6582, 2008.
- +Huxman, T.E., Snyder, K.A., Tissue, D., Leffer, A.J., Ogle, K., Pockman, W.T., Sanquist, D.R., Potts, D.L., Schwinning, S. (2004). Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia* 141: 254-268.



## REFERENCIAS

- +Ibaceta, P. 2019. Efectos del uso del suelo sobre las emisiones biogénicas de gases de efecto invernadero en agroecosistemas de Chiloé. Tesis Magister en Manejo de Suelos y Aguas. Universidad de Chile.
- +INFOR (Instituto Foresta). (2019). Base de datos Observatorio de los Combustibles Derivados de la Madera. Información no publicada.
- +Instituto forestal (INFOR), 2016. Red Chilena de Restauración Ecológica: II Seminario de Restauración Ecológica en Chile: Oportunidades y desafíos desde la política y la práctica. <http://www.cr2.cl/wp-content/uploads/2016/11/Cuaderno-seminario-restauracio%CC%81n-FINAL.pdf> [En línea]
- Instituto forestal (INFOR), 2017. Agenda público-privada para el desarrollo sostenible de los PFMN en Chile. Comisión Temática de Productos Forestales No Madereros PFMN, Política Forestal 2015-2035. Instituto Forestal (INFOR), Chile.
- +Instituto nacional de estadísticas (INE), 2018. Estadísticas Sociales de los Pueblos Indígenas de Chile Censo 2017.
- IPCC. 2003. Report on Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types.
- +IPCC. 2019. Climate change and land. Intergovernmental Panel on Climate Change, World Meteorological Organization, United Nations Environmental Program.
- Jones, J., Almeida, A., Cisneros, F., Iroumé, A., Jobbágy, E., Lara, A., Lima, W. de P., Little, C., Llerena, C., Silveira, L. and Villegas, J. C.: Forests and water in South America, *Hydrol. Process.*, 31(5), 972-980, doi:10.1002/hyp.11035, 2017.
- Jones, J., Almeida, A., Cisneros, F., Iroumé, A., Jobbágy, E., Lara, A., Lima, W. de P., Little, C., Llerena, C., Silveira, L. and Villegas, J. C.: Forests and water in South America, *Hydrol. Process.*, 31(5), 972-980, doi:10.1002/hyp.11035, 2017.
- +Joosten, H., Clarke, D., 2002. Wise Use of Mires and Peatlands: Background and Principles including a Framework for Decision-Making. International Mire Conservation Group and International Peat Society, Saarijärvi, Finland.
- +Jorquera-Jaramillo, C., Yáñez-Acevedo, M., Gutiérrez, J.R., Cortés-Bugueño, J.L., Pastén-Marambio, V., Barraza-Cepeda, C. (2015). Restoration of degraded drylands in northern Chile: The need of local stakeholders' participation to prevent and combat desertification. *Geophysical Research Abstracts* 17: EGU2015-14751-1.
- +Keith DA, Rodríguez JP, Brooks TM, et al (2015) The IUCN red list of ecosystems: Motivations, challenges, and applications. *Conserv Lett* 8:214-226. doi: 10.1111/conl.12167
- +Keith DA, Rodríguez JP, Rodríguez-Clark KM, et al (2013) Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS One* 8:e62111. doi: 10.1371/journal.pone.0062111
- Kumar, B.M. & Nair, P.R. (eds.). (2011) Carbon sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges. Springer, New York.
- +Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D., Donoso, P., Nahuelhual, L., Pino, M. and Arismendi, I.: Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile, *For. Ecol. Manage.*, 258(4), 415-424, doi:10.1016/j.foreco.2009.01.004, 2009.
- +Lara, A., Solari, M. E., Prieto, M. del R., & Peña, M. P. (2012). Reconstruction of vegetation cover and land use ca. 1550 and their change towards 2007 in the Valdivian Rainforest Ecoregion of Chile (35°-43°30' S). *Bosques*, 33(1), 13-23. doi: 10.4067/S0717-92002012000100002
- +Lara, A., Urrutia-Jalabert, R., Reyes, R., González, M.E. Miranda, M., Altamirano, A. Zamorano-Elgueta, C. 2019 (en prensa). Bosques Nativos. En: Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- +Lara, A., Zamorano C., Miranda A., González M., Reyes, R. (2016). Bosques Nativos. En: Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile. Comparación 1999-2015. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile, pp 126-171.
- +Lawson, I.T., Kelly, T.J., Aplin, P., Boom, A., Dargie, G., Draper, F.C.H., Hassan, P.N.Z.B.P., Hoyos-Santillan, J., Kaduk, J., Large, D., Murphy, W., Page, S.E., Roucoux, K.H., Sjögersten, S., Tansey, K., Waldram, M., Wedeux, B.M.M., Wheeler, J., 2015. Improving estimates of tropical peatland area, carbon storage, and greenhouse gas fluxes. *Wetl. Ecol. Manag.* 23, 327-346. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9402-2>
- +Leifeld, J., Menichetti, L., 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nat. Commun.* 9, 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>
- +Lewis, S. L., Wheeler, C. E., Mitchard, E. T. A. & Koch, A. Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature* 568, 25-28 (2019).
- +Lindenmayer, D. B. et al. Avoiding bio-perversity from carbon sequestration solutions. 5, 28- 36 (2012).
- +Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. (2006) Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis. Island Press, Washington D.C.
- +Little, C., Lara, A., McPhee, J. and Urrutia, R.: Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile, *J. Hydrol.*, doi:10.1016/j.jhydrol.2009.06.011, 2009.
- +Loayza, A.P., Herrera-Madariaga, M.A., Carvajal, D.E., García-Guzmán, P., Squeo, F.A. (2017). Conspecific plants are better 'nurses' than rocks: consistent results revealing intraspecific facilitation as a process that promotes establishment in a hyper-arid environment. *AoB Plants* 9: plx056. doi.org/10.1093/aobpla/plx056



## REFERENCIAS

- +Loisel, J., 2015. Turberas como sumideros de carbono, in: Domínguez, E., Vega-Valdés, D. (Eds.), *Funciones y Servicios Ecosistémicos de Las Turberas En Magallanes-Colección de Libros INIA N° 33*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Punta Arenas, Chile, p. 334.
- Loisel, J., and Yu, Z. 2013. Holocene peatland carbon dynamics in Patagonia. *Quaternary Science Reviews* 69: 125-141.
- +Luysaert, S., Schulze, E. D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P. and Grace, J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213.
- Mackey, B., DellaSala, D. A., Kormos, C., Lindenmayer, D., Kumpel, N., Zimmerman, B., ... Watson, J. E. M. (2015). Policy Options for the World's Primary Forests in Multilateral Environmental Agreements. *Conservation Letters*, 8(2), 139-147. doi: 10.1111/conl.12120
- +Mackey, B., Prentice, I. C., Steffen, W., House, J. I., Lindenmayer, D., Keith, H., & Berry, S. (2013). Untangling the confusion around land carbon science and climate change mitigation policy. *Nature Climate Change*, 3(6), 552-557. doi: 10.1038/nclimate1804
- +McWethy, D.B., Pauchard, A., García, R.A., Holz, A., Veblen, T.T., Stahl, J. & Currey, B. (2018). Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PLoS ONE* 13: e0201195.
- +Meza, F. J., Montes, C., Bravo-Martínez, F., Serrano-Ortiz, P. and Kowalski, A. S. 2018. Soil water content effects on net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange and actual evapotranspiration in a Mediterranean semiarid savanna of Central Chile. *Scientific Reports* 8: 8570. doi:10.1038/s41598-018-26934-z
- +Millenium Assessment: Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis., 2005.
- Ministerio de ambiente y desarrollo sustentable (MAYDS), 2015. "Productos forestales no madereros, Presidencia de la Nación", Argentina. <http://ambiente.gob.ar/especies/productos-forestales-no-madereros/> [En línea]
- ¿+Ministerio de vivienda y urbanismo (2014). Política Nacional de Desarrollo Urbano. Hacia una nueva política urbana para Chile. Santiago, Chile. Disponible en <https://cndu.gob.cl/wp-content/uploads/2014/10/L4-Politica-Nacional-Urbana.pdf> (revisado julio 2018)
- +Ministerio de vivienda y urbanismo, MINVU. (2009). Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones, OGUC, Título 4: De la Arquitectura. Capítulo 3: De las Condiciones de Seguridad Contra Incendio. Santiago de Chile: MINVU.
- ¿+Ministerio de vivienda y urbanismo, MINVU. (2014). Listado oficial de comportamiento al fuego de elementos y componentes de la construcción. Santiago de Chile: MINVU. Disponible en: [http://www.minvu.cl/incjs/download.aspx?glb\\_cod\\_nodo\x3dz20070606164405\x26hdd\\_nom\\_archivo\x3dLista-do%20Ocial%20de%20Comportamiento%20al%20Fuego%20E14-1\\_2014.pdf](http://www.minvu.cl/incjs/download.aspx?glb_cod_nodo\x3dz20070606164405\x26hdd_nom_archivo\x3dLista-do%20Ocial%20de%20Comportamiento%20al%20Fuego%20E14-1_2014.pdf) (revisado el 17 Julio de 2018)
- +Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A. & González, M. (2017) Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 17: 285-297. doi: 10.1007/s10113-016-1010-7
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F. and Lara, A.: Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile, *Appl. Geogr.*, 60, 20-28, doi:10.1016/j.apgeog.2015.02.016, 2015.
- Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Di Bella, C., González, M., Camarero, J.J. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened Mediterranean landscape of South America. *Enviado a Ecological Indicators* (2019).
- +Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Zamorano-Elgueta, C., Hernández, J., González, M., Pauchard, A., Promis, A. (2018). Monitoreo de la superficie de los bosques nativos de Chile: un desafío pendiente. *Bosque* 39(2): 265-275.
- +MMA (2019). No publicado: Cifras sobre proyecciones para balance de carbono nacional en inventario GEL. *En reunión sub - mesa CUS, Comité Científico COP25*.
- +MMA. (2018). Tercer Informe Bial de Actualización de Chile sobre Cambio Climático. Informe del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Chile, serie 1990-2016. Santiago, Chile. 762 pp
- Molina, R. 2012. Guía de Antecedentes Territoriales y Culturales de los Pueblos Indígenas de Chile. Dirección General de Obras Públicas, Santiago. Disponible en:
- +Moncada M (2019) aplicación de los criterios de la UICN para la creación de una Lista Roja de Ecosistemas terrestres de Chile y análisis de la representatividad de las áreas protegidas. Memoria para optar al título de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile.
- +Nahuelhual, L., Carmona, A., Lara, A., Echeverría, C. & González, M. E. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape Urban Plan.* (2012). doi:10.1016/j.landurbplan.2012.04.006
- National Fire Protection Association NFPA 101 (2000). Código de Seguridad Humana. Quincy, Massachusetts: IHS. 519 p.
- National Fire Protection Association NFPA 1141. (2017). Standard for Fire Protection Infrastructure for Land Development in Wildland, Rural, and Suburban Areas. Quincy, Massachusetts: IHS. 9 p.
- National Fire Protection Association NFPA 1144. (2018). Standard for Reducing Structure Ignition Hazards from Wildland Fire. Quincy, Massachusetts: IHS.38 p.
- National Fire Protection Association NFPA 5000®. (2018) Building Construction and Safety Code® 2018 Edition. Quincy, Massachusetts: IHS.721 p.
- National Fire Protection Association NFPA 703. (2000). Standard for Fire Retardant Impregnated Wood and Fire-Retardant Coatings for Building Materials. Quincy, Massachusetts: IHS. 9 p.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. Earth System Research Laboratory. Global Monitoring Division. <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/news/7074.html>.



## REFERENCIAS

- Neuenschwander, A. (2010) El cambio climático en el sector silvoagropecuario de Chile. Fundación para la Innovación Agraria, Santiago.
- ORGANIZACIÓN DE NACIONES UNIDAS (ONU), 2007. Declaración de las Naciones Unidas sobre los derechos de los pueblos indígenas, Adoptada por la Asamblea General de las Naciones Unidas el 13 de septiembre de 2007, A/RES/61/295
- +Page, S.E., Rieley, J.O., Banks, C.J., 2011. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Glob. Chang. Biol.* 17, 798-818. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x>
- +Perez-Quezada J.F., Celis-Diez J.L., Brito C.E., Gaxiola A., Nunez-Avila M., Pugnaire F.I., Armesto J.J. 2018. Carbon fluxes from a temperate rainforest site in southern South America reveal a very sensitive sink. *Ecosphere* 9(4):e02193
- Perez-Quezada, J.F. 2017. Informe final proyecto: Balance de gases de efecto invernadero en un bosque maduro y una turbera antropogénica en Nordpatagonia. FONDECYT 1130935.
- Perez-Quezada, J.F., Delpiano, C.A., Franck, N., Snyder, K.A. and Johnson, D.A. 2011. Carbon pools in an arid shrubland in Chile under natural and afforested conditions. *Journal of Arid Environments* 75: 29-37.
- Perez-Quezada, J.F., Olguín, S., Fuentes, J.P., Galleguillos, M. 2015. Tree carbon stock in evergreen forests of Chiloé, Chile. *Bosque* 36: 27-39.
- +Pisano, E., 1977. Fitogeografía de Fuego - Patagonia chilena. I.- Comunidades vegetales entre las latitudes 52 y 56° S. *An. del Inst. la Patagon.* 8, 121-250.
- PLADECO, (2010). Plan de desarrollo comunal San José de Maipo año 2010- 2014. [En línea] <[http://www.sanjosedemaipo.cl/documents/4/TOMO\\_I\\_PLADECO\\_San\\_Jose\\_1.pdf](http://www.sanjosedemaipo.cl/documents/4/TOMO_I_PLADECO_San_Jose_1.pdf)> [Consulta: 29 diciembre 2016]
- +Plischoff P (2015) Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe Técnico elaborado por Patricio Plischoff para el Ministerio del Medio Ambiente. 63 p. Santiago, Chile.
- +Potapov, P., Hansen, M. C., Laestadius, L., Turubanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., ... Esipova, E. (2017). The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, 3(1), e1600821. doi: 10.1126/sciadv.1600821
- +Poulter, B., Frank, D., Ciais, P., Myrneni, R.B., Andela, N., Bi, J., Broquet, G., Canadell, J.G., Chevallier, F., Liu, Y.Y., Running, S.W., Sitch, S., van der Werf, G. (2014). Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature* 509: 600-604.
- QUILAQUEO, R. Y TORRES, H. 2013. Multiculturalidad e interculturalidad: Desafíos epistemológicos de la escolarización desarrollada en contextos indígenas, Osorno, Chile.://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci\_arttext&pid=So718-22012013000200020 [En línea]
- Quintanilla, V. (1999). Modificaciones por efecto del fuego en el bosque esclerófilo de quebradas húmedas de Chile Central y su incidencia en la Palma chilena. *Terra Australis* 44: 7-18.
- República de Chile. 2019. Sobre protección ambiental de las turberas. Boletín 12017-12, Senado de la República de Chile, Valparaíso, Chile. [http://www.senado.cl/appsenado/templates/tramitacion/index.php?boletin\\_ini=12017-12](http://www.senado.cl/appsenado/templates/tramitacion/index.php?boletin_ini=12017-12)
- +Ruiz, J., Doberti, M., 2005. Catastro y caracterización de los turbales de Magallanes. Punta Arenas, Chile.
- SAIZ, J., MERINO, M. Y QUILAQUEO, D. 2009. Meta estereotipos sobre los indígenas mapuche de Chile". *Interdisciplinaria*, 26: 1. 2009:23-48
- +SASAKI, N. y PUTZ, F. 2009. Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements. *Conserv Lett.*
- +Scott, D. F.: On the hydrology of industrial timber plantations, *Hydrol. Process.*, 19(20), 4203-4206, doi:10.1002/hyp.6104, 2005.
- +Seddon, N., Turner, B., Berry, P., Chausson, A., & Girardin, C. A. J. (2019). Grounding nature-based climate solutions in sound biodiversity science. *Nature Climate Change*, 9(2), 84-87. doi: 10.1038/s41558-019-0405-0
- +Servicio Nacional del Geología y Minería, 2017. Anuario de la Minería de Chile. Santiago, Chile.
- SHACKLETON, C. 2014. The importance of non-timber forest products in rural livelihood security and as safety nets: a review of evidence from South Africa.
- Silva, J.C. 1997. Crecimiento y Acumulación de Biomasa en Renovales de Coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst) en el Sector de Río San Juan, XII Región.
- +Simonetti, J. A., Grez, A.A. & Estades, C.F. (2012) Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities. Editorial Universitaria, Santiago.
- +Simonetti, J. A., Grez, A.A. & Estades, C.F. (2013) Providing habitat for native mammals through understorey enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27: 1117-1121.
- +Sjögersten, S., Black, C.R., Evers, S., Hoyos-Santillan, J., Wright, E.L., Turner, B.L., 2014. Tropical wetlands: A missing link in the global carbon cycle? *Global Biogeochem. Cycles* 28, 1371-1386. <https://doi.org/10.1002/2014GB004844>
- +Smith, P. et al. Biophysical and economic limits to negative CO2 emissions. *Nat. Clim. Chang.* 6, 42-50 (2016).
- +Squeo, F.A., Arancio, G., Gutiérrez, J.R. (2001). Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Atacama. Ediciones Universidad de La Serena. 451 pp.
- +Urrutia-Jalabert, R., Malhi, Y. and Lara, A. (2015). The oldest, slowest rainforests in the world? Massive biomass and slow carbon dynamics of *Fitzroya cupressoides* temperate forests in southern Chile. *PLOS ONE*, 10(9), e0137569. doi: 10.1371/journal.pone.0137569
- +Valdés-Barrera A, Kutzbach L., Celis-Diez J.L., Armesto J.J., Holl D., Perez-Quezada J.F. 2019. Effects of disturbance on the carbon dioxide balance of an anthropogenic peatland in northern Patagonia. *Wetlands Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09682-3>



## REFERENCIAS

- +Wang, N., Quesada, B., Xia, L., Butterbach-Bahl, K., Goodale, C.L., Kiese, R. (2019). Effects of climate warming on carbon fluxes in grasslands-A global meta-analysis. *Global Change Biology* 25: 1839-1851.
- +Watson, J. E. M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C. ... Lindenmayer, D. (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2(4), 599-610. doi: 10.1038/s41559-018-0490-x
- +WRI. 2001. World resources of the world 2000-2001. People and Ecosystems. The fraying web of life. UNDP, UNEP, World Bank, World Resources Institute, Washington D.C.
- +Zhao, H., Jia, G., Wang, H., Zhang, A., Xu, X. (2019). Seasonal and interannual variations in carbon fluxes in East Asia semi-arid grasslands. *Science of Total Environment* 668: 1128-1138.
- +Zhao, Y.; Feng, D., Yua, L., Wang, X., Chen, Y., Hernández, H.J., Galleguillos, M., Estades, C., Biging, G., Radke, J., Gong, P. (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: accuracy improvement by integrating multi-seasonal land cover data. *Remote Sensing of Environment* 183, 170-185.



MESA  
BIODIVERSIDAD

**Biodiversidad  
y cambio climático en Chile:**  
Evidencia científica  
para la toma de decisiones

**Capítulo 6**  
**Datos en**  
**biodiversidad:**  
**Un informe**  
**para COP25**



## Capítulo 6

### Datos en biodiversidad: Un informe para COP25



MESA  
BIODIVERSIDAD

COMITÉ  
CIENTÍFICO

DE CAMBIO  
CLIMÁTICO

#### AUTORES

##### Coordinadores

Alejandro Maass<sup>1,2</sup>, Horacio Samaniego<sup>3,4</sup>

##### Coautores

Leisy Amaya<sup>5</sup>, Roberto O. Chávez<sup>6,7</sup>, Derek Corcoran<sup>8</sup>, Francisco E. Fonturbel<sup>6,9</sup>, Nicolás García<sup>10</sup>, María Fernanda Pérez<sup>8</sup>, Elie Poulin<sup>1</sup>, Christian Salas-Eljatib<sup>10,11</sup>, Rosa Scherson<sup>1</sup>, Florencia Tevy<sup>12</sup>, Dante Travisany<sup>1,2</sup>, Gerardo Vergara A.<sup>13</sup>

- 1 Universidad de Chile
- 2 Centro de Modelamiento Matemático
- 3 Universidad Austral de Chile
- 4 Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio
- 5 Nodo Nacional de Información en Biodiversidad (GBIF Chile), Ministerio del Medio Ambiente
- 6 Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
- 7 Laboratorio de Geo-información y Percepción Remota
- 8 Pontificia Universidad Católica de Chile
- 9 Instituto de Biología
- 10 Universidad Mayor
- 11 Centro de Modelación y Monitoreo de Ecosistemas
- 12 Genomic Engineering, Design and Innovative Solutions in Biotech (GEDIS Biotech)
- 13 Instituto Forestal de Chile (INFOR), Ministerio de Agricultura

#### Figuras:

Cristián Murillo. Centro de Modelamiento Matemático, Universidad de Chile.

Edición: Miguelángel Sánchez

Diseño: [www.negro.cl](http://www.negro.cl)

Fotos portada: Stanislav Kondratiev y Maros Misove (Unsplash).

#### Citar como:

Maass, A., H. Samaniego, L. Amaya, R. O. Chávez, D. Corcoran, F. E. Fonturbel, N. García, M. F. Pérez, E. Poulin, C. Salas-Eljatib, R. Scherson, F. Tevy, D. Travisany y G. Vergara (2019). «Datos en biodiversidad: Un informe para COP25». 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

El proceso de elaboración de este documento buscó recoger la opinión y experiencia de expertos en el ámbito académico, así como de investigadores independientes, profesionales de servicios públicos y ONG dedicados al manejo de información para la biodiversidad, junto con emprendedores privados asociados a la temática. Se desarrolló una primera reunión en el Centro de Modelamiento Matemático de la Universidad de Chile, instancia en la que se organizaron grupos de trabajo por subtemáticas. Estos grupos trabajaron de manera independiente para producir las secciones del documento que fue finalmente revisado, complementado y consolidado por los coordinadores.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece la hospitalidad del Centro de Modelamiento Matemático de la Universidad de Chile, y los recursos humanos y financieros aportados por el Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) y la Unión Europea.

Los contenidos de este documento 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

<b>Resumen ejecutivo</b> . . . . .	<b>6</b>
<b>Introducción</b> . . . . .	<b>9</b>
Clima y biodiversidad . . . . .	9
Historia de los datos en biodiversidad . . . . .	9
Los datos de biodiversidad hoy . . . . .	10
El ciclo de vida de los datos . . . . .	10
Marco normativo y uso de datos en políticas públicas . . . . .	11
Desafíos . . . . .	11
<b>Datos en biodiversidad</b> . . . . .	<b>12</b>
Descripción de datos: ¿Qué indexar y para qué? . . . . .	12
Panorama global: Iniciativas para aumentar accesibilidad, reutilización e interoperabilidad de los datos de biodiversidad . . . . .	13
Iniciativas de países: Hacia la integración de datos ambientales y de biodiversidad. . . . .	18
Panorama local: Avances y brechas . . . . .	20
Estándares para el intercambio de datos de biodiversidad . . . . .	23
Recursos físicos para independencia local frente a data warehouses privadas . . . . .	23
<b>Observatorio para el monitoreo y análisis de la biodiversidad</b> . . . . .	<b>25</b>
Observación de la biodiversidad . . . . .	25
Un observatorio nacional de biodiversidad . . . . .	29



## Recomendaciones de políticas públicas . . . . . 30

Pertenencia, independencia y potestad de los datos de la biodiversidad chilena. . . . .	30
Actores relevantes. . . . .	31
Sensibilidad y protección . . . . .	31
Capitalización de la información de los datos de la biodiversidad . . . . .	32
Generación de infraestructura y servicios . . . . .	32
Financiamiento. . . . .	33
Generación de protocolos para el intercambio de datos . . . . .	33
Tratados internacionales . . . . .	33
Política oceánica nacional . . . . .	34

## Referencias. . . . . 35

### FIGURAS

Figura 1. Flujo de datos en colección y análisis de datos de biodiversidad para el cumplimiento de Metas Aichi . . . . .	16
Figura 2. Datos de biodiversidad de Chile disponibles hoy en la base global GBIF según fuente de origen . . . . .	24
Figura 3. Registros de especímenes preservados en colecciones biológicas según país . . . . .	24
Figura 4. Distribución espacial del número de registros presentes en Chile . . . . .	25
Figura 5. Representatividad de algunos grupos taxonómicos en GBIF . . . . .	25

### TABLAS

Tabla 1. Tipo de datos para monitorear distintos niveles y aspectos de la biodiversidad, iniciativas globales y locales para aumentar información, brechas en Chile y recomendaciones . . . . .	20
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

## Resumen ejecutivo

Entendemos a la biodiversidad como la variedad de genes, especies y ecosistemas que se generan como resultado de los procesos evolutivos a lo largo del tiempo. Los cambios en procesos ambientales y climáticos asociados a la producción de biodiversidad han cobrado tal relevancia que la comunidad científica ha propuesto que hemos entrado en una nueva era geológica llamada Antropoceno, denominada así por el efecto humano sobre las dinámicas bióticas y abióticas en nuestro planeta.

En este contexto, la biodiversidad mundial se enfrenta hoy a la mayor extinción registrada en los últimos 65 millones de años, como consecuencia de los fuertes cambios ambientales asociados al rápido crecimiento de la población humana. Entre los factores responsables de la pérdida de biodiversidad, la comunidad científica ha identificado la pérdida de hábitat, las invasiones biológicas y la sobreexplotación de recursos naturales como los que tienen mayores efectos. Juntos, estos factores interactúan con y son agravados por el calentamiento global, lo que afecta directa e indirectamente a la provisión de servicios ecosistémicos, que a su vez benefician de forma directa e indirecta a las comunidades humanas.

Por ello, resulta clave encontrar los vínculos entre los diferentes factores que intervienen en la conformación de la biodiversidad, no solo para identificar regiones de alta prioridad de conservación y así poder analizar el grado de susceptibilidad de estas regiones a los cambios ambientales causados por factores antropogénicos, sino también para desarrollar herramientas efectivas para enfrentar la crisis ambiental asociada al cambio climático.

Sin embargo, el conocimiento de la biodiversidad no se limita únicamente a la complejidad inherente a los organismos y su entorno, sino también a la de los datos que la describen. La expansión de las fronteras del conocimiento ecológico y evolutivo dependerá en gran medida de nuestra capacidad para generar, acceder, integrar y analizar datos de todas las áreas del conocimiento. Además, es necesaria una gestión adecuada de estos datos para crear nuevo conocimiento, profundizar el existente y ponerlo a disposición de la sociedad, y así desarrollar políticas eficaces de protección del medio ambiente.

A pesar de estas necesidades, solo una pequeña fracción de los datos recolectados sobre biodiversidad a lo largo de la historia es de libre acceso. Se ha estimado que menos del 1% de los datos publicados en ecología son accesibles para la comunidad, y gran parte de estas bases de datos se hallan dispersas entre privados o segregadas entre distintas instituciones y personas. Más aún, la capacidad de análisis con técnicas informáticas y matemáticas modernas y la capacidad de cálculo están restringidas a pocos grupos en Chile, como ocurre en el resto del mundo. De este modo, se hace evidente la necesidad de desarrollar políticas que promuevan el acceso abierto a la información y herramientas de análisis, así como la colaboración científica. Si bien los organismos de financiación fomentan sistemáticamente el desarrollo de actividades de divulgación, hacer disponibles los datos de biodiversidad no se considera todavía como una actividad obligatoria.

En contraste con estas prácticas, la recopilación y sistematización de datos es un mandato legal. A nivel mundial, las Metas de Aichi, acordadas en 2011 en la Convención sobre la Diversidad Biológica, reconocen la necesidad de acelerar los esfuerzos para construir la base de conocimientos sobre la situación y tendencias de la biodiversidad. Esto involucra mejorar el conocimiento de los valores de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas, entre otros. A nivel nacional, la Ley 19.300 mandata al país a ejecutar estudios y programas de investigación, protección y conservación de la biodiversidad. Este mandato incluye también el administrar y actualizar una base de datos sobre biodiversidad, de manera de determinar la línea de base ambiental del país. A su vez, la Estrategia Nacional de Biodiversidad (ENB), instrumento de política pública en materia medioambiental, tiene por objetivo guiar la gestión sustentable de la biodiversidad de Chile.



Sin embargo, la gestión y el análisis posterior de datos para la biodiversidad mantienen aún muchas brechas que no se conciben con el desarrollo del país, tanto en su estado de desarrollo como en su sistema de investigación. Estas incluyen la infraestructura crítica necesaria, el capital humano y la creación de grupos o capacidades multidisciplinares que den una visión holística, que permita reconocer y dar valor agregado a los datos de biodiversidad en uno de los países con mayor responsabilidad a nivel planetario en este tema, dada la diversidad climática y topográfica tanto de su territorio como del océano que lo rodea.

Entre las brechas detectadas, destacamos:

- › Es necesario instaurar en Chile una política de acceso abierto a los datos de biodiversidad, definir estándares, modernizar nuestros protocolos y enfatizar en toda la comunidad (científicos, tomadores de decisiones y la ciudadanía en general) la necesidad e importancia del acceso universal a los datos que conduzcan a la generación de información en biodiversidad de manera integrada en un mundo cambiante como el actual. Específicamente, se sugiere establecer una política nacional que haga públicos los datos colectados con fondos del Estado.
- › La limitada conectividad de Chile hacia los servidores internacionales dificulta la movilización de grandes volúmenes de información al interior de nuestro país y hacia el extranjero. Esta barrera impide tener sistemas robustos de almacenamiento y análisis de la información en repositorios de datos y metadatos, donde puedan ser verificados y replicados.
- › Necesitamos trabajar a través de protocolos y estándares informáticos que permitan adquirir, integrar, organizar y describir datos de biodiversidad provenientes de múltiples fuentes de conocimiento con datos ambientales, y asegurar su interoperabilidad entre usuarios del ámbito académico, productivo y la sociedad civil. Es importante, además, dar trazabilidad a los algoritmos y flujos de trabajo utilizados en el análisis y visualización de los datos, de manera que puedan ser replicados.
- › En el ámbito de la generación de información, es necesario fortalecer los protocolos y programas que permitan incrementar de manera sostenida y ordenada la calidad y cantidad de datos de biodiversidad del país, y fortalecer los mecanismos de gestión de colecciones biológicas.
- › Es necesario crear programas de infraestructura crítica que, usando tecnologías modernas, permitan dar cuenta de la biodiversidad de nuestro país. Entre ellas, todas las herramientas genómicas modernas —como sistemas de referencia de *barcoding* basados en código de barras de ADN para facilitar identificación de especies problemáticas—, sistemas de imágenes satelitales y servidores o centros de cálculo de alto rendimiento.
- › En el ámbito de la generación de recursos humanos especializados, es necesario fortalecer la cadena completa de formación de grupos multidisciplinares que permitan abordar con valor agregado los datos de la biodiversidad. Entre ellos podemos mencionar a taxónomos, especialistas en colecciones biológicas, especialistas en el análisis e interpretación de imágenes satelitales y datos masivos geográficos, expertos en cálculo de alto rendimiento, especialistas en interoperabilidad de sistemas, ecólogos con formación en análisis de datos e inteligencia artificial, matemáticos e informáticos con formación en modelación del clima y sistemas biológicos (por ejemplo, ecoinformáticos, bioinformáticos y geoinformáticos).

En consideración de estos puntos y del enorme gradiente de latitud y complejidad geográfica de Chile, así como su gran diversidad de climas y de ecosistemas, se justifica la implementación de un observatorio nacional de biodiversidad, cuyos objetivos fundamentales sean monitorear el estado de la biodiversidad y reportarlo a instancias locales, nacionales e internacionales (Convenio sobre la Diversidad Biológica) y predecir escenarios futuros para la biodiversidad en un marco de cambio climático. Ejemplos de observatorios nacionales de biodiversidad en pleno desarrollo se encuentran en Colombia y China, los que se han acogido al marco de GEO-BON. En ambos casos existe financiamiento nacional e internacional para su implementación, y aunque los directores y contribuidores de datos provienen principalmente de universidades, centros de investigación y servicios públicos, la red nacional es en última instancia coordinada y financiada por el Estado.

Las distintas fases de implementación requieren un compromiso formal y permanente entre las partes con responsables, objetivos, plazos, entregas y financiamiento claros. Tal observatorio nacional deberá reconocer el valor de otros esfuerzos locales y temáticos de biodiversidad (bancos de germoplasma, colecciones botánicas, de animales y hongos, datos satelitales, datos genómicos y de variables abióticas). No obstante, deberá ser capaz de definir variables relevantes a monitorear y predecir con indicadores claros, sistemáticos, científicamente robustos y con estándares y contrapartes internacionales que contribuyan al fin último de indexar, comprender y proteger la biodiversidad mundial y ganar poder de predicción a nivel local.



En vista de la urgencia causada por el cambio climático, recomendamos que se dé valor particular al desarrollo de capacidades numéricas y de transferencia de tecnología en temas de biodiversidad terrestre, marina y estudio de los océanos, y que se promueva con fuerza la cooperación con el propósito de compartir de manera justa y equitativa los datos de biodiversidad, en particular genéticos, satelitales y de condiciones de medio ambiente. Se recomienda el desarrollo de un plan ambicioso de monitoreo que involucre tanto a ambientes terrestres como del océano, que articule todas las capas de integración y análisis de datos discutidas en el informe sobre datos para la biodiversidad y permita no solo generar índices de salud, sino también entender consecuencias del cambio climático y sus proyecciones.

Esta será una contribución de Chile al entendimiento en tiempo real del estatus del patrimonio común de la humanidad. El Estado de Chile debería hacerse parte de los esfuerzos de la comunidad internacional para salvaguardar la biodiversidad a través de un acuerdo ambicioso, integral, inclusivo, justo y equitativo, lo que determinará en parte la posibilidad de nuestro futuro en la Tierra.

# Introducción

## CLIMA Y BIODIVERSIDAD

Entendemos a la biodiversidad como la variedad de genes, especies y ecosistemas que se generan como resultado de los procesos evolutivos a lo largo del tiempo (Wilson, 1999). Los cambios en procesos ambientales y climáticos asociados a la producción de biodiversidad han cobrado una relevancia tan alta que la comunidad científica ha propuesto que hemos entrado en una nueva era geológica llamada Antropoceno, dado el efecto humano sobre las dinámicas bióticas y abióticas en nuestro planeta (Armesto *et al.*, 2010). En este contexto, la biodiversidad mundial se enfrenta hoy a la mayor extinción registrada en los últimos 65 millones de años producto de los fuertes cambios ambientales asociados al rápido aumento de la población humana. Entre los factores responsables de la pérdida de biodiversidad, la comunidad científica ha identificado la pérdida de hábitat, invasiones biológicas y sobreexplotación de recursos naturales como los que tienen mayores efectos, aunque aún mal comprendidos (Cushman y Huettmann, 2010; Travis, 2003) y que juntos interactúan con y son agravados por el calentamiento global (Malcolm *et al.*, 2006). Esto afecta a la provisión de servicios ecosistémicos, los que benefician directa o indirectamente a las comunidades humanas (Millennium Assessment, 2005). Por ello, resulta clave encontrar los vínculos entre los diferentes factores que intervienen en la conformación de la biodiversidad, no solo para identificar regiones de alta prioridad de conservación (Myers *et al.*, 2000) y así poder analizar el grado de susceptibilidad de estas regiones a los cambios ambientales causados por factores antropogénicos (Ohlemüller *et al.*, 2008), sino también con el fin de desarrollar herramientas efectivas para enfrentar la crisis ambiental asociada al cambio climático.

Sin embargo, el conocimiento de la biodiversidad no se limita únicamente a la complejidad inherente a los organismos y su entorno, sino también a la complejidad de los datos que la describen. La expansión de las fronteras del conocimiento ecológico y evolutivo dependerá en gran medida de nuestra capacidad para generar, acceder, integrar y analizar datos de todas las áreas del conocimiento (Bendix, Nieschulze y Michener, 2012; Michener *et al.*, 2007; Michener y Jones, 2012). Adicionalmente, es necesaria una gestión adecuada de estos datos para crear nuevo conocimiento, profundizar el existente y ponerlo a disposición de la sociedad, para así desarrollar políticas eficaces de protección del medio ambiente.

## HISTORIA DE LOS DATOS EN BIODIVERSIDAD

Si bien hemos visto enormes esfuerzos en el estudio de la biodiversidad en las últimas décadas, se estima que la expansión de nuestro conocimiento en el área está fuertemente restringida por: i) la baja cobertura taxonómica e incompleta cobertura espacial; ii) la inconsistencia entre los conjuntos de datos existentes, a menudo recolectados con metodologías y aproximaciones diferentes; y iii) una insuficiente integración a través de las distintas escalas espaciales y temporales en que se expresa la biodiversidad (Pereira y Cooper, 2006). Esto ha hecho que persistan importantes falencias en el conocimiento de la biodiversidad. El estado fragmentario de la información existente se hace evidente con la dispersión de valiosa información entre las distintas colecciones biológicas públicas y privadas con diferentes grados de desarrollo y actualización, un problema que se presenta también en Chile. Muchas de estas colecciones científicas se hallan incompletas e impiden cualquier enfoque taxonómico eficaz y moderno para su comparación con otras colecciones. Finalmente, la capacidad de análisis con técnicas informáticas y matemáticas modernas y la capacidad de cálculo están restringidas a pocos grupos tanto en Chile como en el resto del mundo.



Parte de la solución a este problema es reconocer que el valor de los datos va más allá del uso de cada iniciativa de investigación individual que lo genera. Por lo tanto, el mayor desafío radica en desarrollar maneras efectivas de descubrir, acceder, integrar, preservar y analizar grandes volúmenes de información relevante levantada tanto en los ámbitos de la información científica como desde la ciencia ciudadana, más líneas bases provenientes de la gestión de proyectos de desarrollo asociados a los recursos naturales. Este cuadro de acumulación de información hace evidente que el desarrollo de una infraestructura de datos en biodiversidad va más allá de los requisitos específicos y propósitos puramente científicos (Reichman, Jones y Schildhauer, 2011). Además, evidencia la necesidad de una implementación centralizada de una *infraestructura informática* de acceso abierto y sin restricciones a toda la comunidad (no tan solo la científica), de manera de poder almacenar y comprender el fenómeno de la biodiversidad y abordar su relación con fenómenos ambientales climáticos y antropogénicos.

## LOS DATOS DE BIODIVERSIDAD HOY

Solo una pequeña fracción de los datos recolectados sobre biodiversidad a lo largo de la historia es libremente accesible. Se ha estimado que menos del 1% de los datos publicados en ecología son accesibles después de su publicación (Reichman, Jones y Schildhauer, 2011) y gran parte de estas bases de datos se hallan dispersas entre privados o segregadas entre distintas instituciones y personas. Hoy sabemos que la información producida sufre un inevitable proceso de degradación que culmina, a menudo, con el retiro o la muerte de los investigadores originales que han colectado dicha información (Michener *et al.*, 2007). Por esto, se hace evidente la necesidad de desarrollar políticas que promuevan el acceso abierto y la colaboración científica. Si bien los organismos de financiación fomentan sistemáticamente el desarrollo de actividades de divulgación, el intercambio de datos no se considera aún como una actividad obligatoria.

## EL CICLO DE VIDA DE LOS DATOS

La creciente disponibilidad de datos ha reforzado la noción de *ciencia abierta* como una manera de potenciar la generación de información tanto en investigación científica como en la planificación y gestión. La ecología y las ciencias ambientales no han estado al margen de este fenómeno, entrando a una nueva era en la producción de valiosa información científica a partir de estos grandes volúmenes de datos. Ejemplos de ello son la creciente disponibilidad de sistemas de observación satelitales que han permitido el registro de datos ambientales marinos y terrestres, y el creciente uso de redes de sensores para el monitoreo *in situ* en investigación de campo (Collins *et al.*, 2006). Este tipo de iniciativas produce una acumulación de información que si bien ha sido rápidamente aprovechada por diferentes tipos de emprendedores que al optimizar procesos ofrecen servicios para la sociedad, su uso ha sido marginal en el ámbito de la biodiversidad. Parte de esto se debe a las dificultades asociadas a la creación de una compleja articulación de plataformas informáticas potentes que permitan apoyar el almacenamiento, estandarización, manejo, y análisis a científicos y tomadores de decisiones en esta época de transición hacia una era de datos intensivos.

Es así como comprender el *ciclo de vida de los datos* es un elemento esencial en la secuencia de la producción de información a partir de datos. Esta secuencia involucra planificación, recolección, control de calidad, descripción, preservación, descubrimiento, integración y análisis (Michener y Jones, 2012). Reconocer y valorizar esta secuencia cobra particular relevancia en el proceso de transformación de datos en información. Este proceso va desde la adquisición simple de datos hasta la generación de unidades de información útiles para la toma de decisiones. Como el estudio de la ecología y el medio ambiente ocurre a diferentes escalas espaciales y temporales, la naturaleza de la información generada es también diversa. Por ello, se han desarrollado protocolos y herramientas para todas las actividades mencionadas anteriormente, orientadas a garantizar el acceso libre de información ambiental y en biodiversidad.



## MARCO NORMATIVO Y USO DE DATOS EN POLÍTICAS PÚBLICAS

La recopilación y sistematización de datos no es solo un interés científico, sino un mandato legal. A nivel mundial, las Metas de Aichi,<sup>1</sup> acordadas en 2011 por la Convención sobre la Diversidad Biológica (CDB), reconocen la necesidad de acelerar los esfuerzos para construir la base de conocimientos sobre la situación y tendencias de la biodiversidad. Esto involucra mejorar el conocimiento de los valores de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas, entre otros. A nivel nacional, la Ley 19.300 mandata al país a ejecutar estudios y programas de investigación, protección y conservación de la biodiversidad. Este mandato incluye también administrar y actualizar una base de datos sobre biodiversidad para determinar la línea de base ambiental del país. A su vez, la Estrategia Nacional de Biodiversidad (ENB), instrumento de política pública en materia medioambiental, tiene por objetivo guiar la gestión sustentable de la biodiversidad de Chile. La Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030 tiene cinco objetivos estratégicos, con los cuales se espera, principalmente, promover el uso sustentable de la biodiversidad para el bienestar humano; desarrollar la conciencia, el conocimiento y la participación de la población en el resguardo de la biodiversidad como fuente de bienestar; y proteger y restaurar la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (MMA, 2018). Las bases de datos de biodiversidad son fundamentales para la clasificación de especies con fines de conservación para la gestión de especies exóticas y para la elaboración de políticas, planes y programas. El Ministerio del Medio Ambiente del Gobierno de Chile tiene a su cargo el desarrollo y la aplicación de variados instrumentos de gestión ambiental, para los cuales, por recomendación directa de la OCDE y como suscriptor de las Metas de Aichi, debe recopilar y hacer pública toda la información disponible para determinar la línea de base ambiental del país.

## DESAFÍOS

Una implementación efectiva de las herramientas para la gestión de la información plantea varios desafíos. Desde un punto de vista técnico, debemos encontrar soluciones para el transporte, almacenamiento y análisis de la información en repositorios de datos y metadatos en los que puedan ser verificados y replicados. También necesitamos trabajar a través de protocolos y estándares que permitan adquirir, organizar y describir estos datos, y asegurar su interoperabilidad entre usuarios del ámbito académico, productivo y la sociedad civil. Es importante, además, preservar los algoritmos y flujos de trabajo utilizados en el análisis y visualización de los datos de manera que permitan ser replicados. Si bien estos temas son desafiantes, las barreras socioculturales pueden ser aún más críticas. Es necesario instaurar en Chile una nueva manera de enfrentar el acceso a los datos de biodiversidad, modernizar nuestros protocolos y enfatizar en toda la comunidad (científica, tomadores de decisiones y la ciudadanía en general) la necesidad e importancia del acceso universal a los datos que conduzcan a la generación de información en biodiversidad en un mundo cambiante como el actual.

1 «Aichi Biodiversity Targets», Convention on Biological Diversity, <https://www.cbd.int/sp/targets/>.



# Datos en biodiversidad

## DESCRIPCIÓN DE DATOS: ¿QUÉ INDEXAR Y PARA QUÉ?

Como país miembro del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Chile se comprometió a implementar acciones para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad, conforme a veinte metas mundiales (las Metas de Aichi) orientadas a detener la pérdida de diversidad biológica y enfrentar las causas subyacentes que provocan su deterioro (MMA, 2018). Para lograr este desafío se requiere contar con información actualizada y estandarizada sobre el estado y las tendencias de la biodiversidad en sus distintos niveles de organización (de genes a ecosistemas) y grupos taxonómicos a lo largo de una cobertura geográfica suficiente para estimar indicadores a escala local, regional y nacional, incluyendo el océano.

Dada la complejidad que implica monitorear la biodiversidad, se han hecho esfuerzos por definir variables esenciales para la biodiversidad (EBV, por sus siglas en inglés) (Jetz *et al.*, 2019; Pereira *et al.*, 2013) que abarquen distintos niveles de organización y dimensiones de la diversidad biológica (figura 1). Estas variables incluyen información sobre la abundancia, fenología y distribución de especies basadas en registros de presencia o censos poblacionales georreferenciados. Además, pueden ser vinculadas con información sobre las especies, incluyendo aspectos taxonómicos (nombres científicos y comunes, sinonimias), relaciones de parentesco (filogenia), rasgos funcionales y composición genética. Al estar georreferenciadas, las variables de biodiversidad pueden ser proyectadas en un mapa para estimar riqueza de especies o diversidad filogenética y funcional de un área específica. Estas variables pueden relacionarse con datos ambientales (clima, topografía, hidrología, cobertura y uso de suelo, biogeoquímica) para describir la estructura y funcionamiento de los ecosistemas.

La integración entre datos de biodiversidad y datos ambientales es también crucial para determinar los requerimientos abióticos de las especies y generar modelos de distribución (Elith y Leathwick, 2009; Guisan, Thuiller y Zimmermann, 2017; Kearney y Porter, 2009). En general, estos modelos se han basado en datos climáticos (Castillo *et al.*, 2018). Sin embargo, la creciente disponibilidad de datos ambientales ha permitido incorporar variables biogeoquímicas (especialmente en ambientes marinos) y de cobertura de suelo. El cruce entre datos de biodiversidad y variables ambientales es entonces usado en una primera instancia para comprender y establecer la relación entre la biodiversidad, las variables ambientales y las funciones ecosistémicas, y así estudiar la resiliencia de los ecosistemas a los cambios globales (Côté y Darling, 2010; Scheffer *et al.*, 2001). En una segunda instancia, los modelos de distribución de especies pueden ser aplicados para evaluar y predecir cambios en la fenología, abundancia o distribución de especies bajo distintos escenarios de cambios ambientales como los climáticos, biogeoquímicos, y en la cobertura y uso de suelo. Estas proyecciones pueden ser luego usadas para estimar indicadores que permitan monitorear el cumplimiento de las Metas Aichi, incluyendo el grado de amenaza y riesgo de extinción de especies nativas, probabilidades de expansión de plagas y especies invasoras; y porcentaje de protección de una especie, entre otros. La proyección de modelos de varias especies puede ser usada para predecir cambios en la riqueza y diversidad funcional en un área en particular, de manera de orientar la toma de decisiones en la planificación y gestión de dicha área (por ejemplo, un parque nacional). Finalmente, aquellos modelos que evalúan el efecto del cambio de uso del suelo o cambios en el clima (u otras variables ambientales) sobre el funcionamiento de ecosistemas, permiten una evaluación directa del deterioro de los servicios ecosistémicos bajo estos distintos escenarios de cambio global y cambio climático.





## Catálogos de especies

La información básica para describir la biodiversidad de una región es la riqueza de especies, que involucra el desarrollo de un inventario completo de las especies presentes en una localidad, región o país. A nivel global, la iniciativa más completa es el Catalogue of Life,<sup>2</sup> que mantiene la lista de nombres aceptados (nombre científico, nombres comunes, sinonimias, autoridades) y distribuciones de más de 1,9 millones de especies que representan el 95% de las especies descritas, y probablemente el 25% de los 8 millones de especies que se estima que existen. También se registran los actos o cambios de nomenclatura derivadas de la revisión continua de la taxonomía.

## Sistemática (filogenia)

Este tipo de iniciativas está centrado en la descripción de la diversidad filogenética. Esta descripción de la diversidad incorpora las diferencias evolutivas entre especies, por lo que requiere conocer las relaciones de parentesco entre taxones. El desafío más ambicioso en esta área ha sido liderado por el proyecto Open Tree of Life,<sup>3</sup> que ha ensamblado el árbol filogenético de 2,3 millones de taxones, combinando dos fuentes de información: las filogenias moleculares publicadas —con menos del 20% de las especies nombradas— y las clasificaciones taxonómicas que nunca han sido incorporadas a filogenias (Hinchliff *et al.*, 2015). La base más importante de filogenias es TreeBASE<sup>4</sup> (Smith y Brown, 2018).

## Descripción de especies y rasgos funcionales

El monitoreo y conservación de especies requiere contar con información sobre la historia de vida, ecología y usos, además de descripciones taxonómicas que ayuden a su identificación. En particular, se destaca la importancia de identificar y cuantificar rasgos funcionales, ya sean morfológicos, fenológicos, reproductivos o de comportamiento, relevantes para predecir respuestas a cambios ambientales. Esto permite determinar ciertos grados de interacciones con otros organismos. A nivel global, se han desarrollado algunas iniciativas para compilar rasgos funcionales para distintos grupos. FishBase,<sup>5</sup> por ejemplo, contiene información que cubre más de 33.000 especies de peces compilada de más de 52.000 referencias (Froese y Pauly, 2000); TRY, con más de 11 millones de registros de 280.000 especies de plantas (Bruehlheide *et al.*, 2018; Kattge *et al.*, 2011); y Global Biotic Interactions,<sup>6</sup> con aproximadamente 1,6 millones de interacciones. Ambas iniciativas alimentan a su vez la plataforma Encyclopedia of life (EOL),<sup>7</sup> que busca compilar y difundir a académicos, políticos y público general toda la información posible (escrita, imágenes, videos, mapas, etcétera) del mayor número de especies usando imágenes y videos. Esta importante plataforma ya cuenta con 12 millones de atributos para 2 millones de especies registradas desde su creación en 2006.

## Composición genética y barcoding

En general, la identificación de especies se basa en descripciones morfológicas y claves taxonómicas. Sin embargo, esta identificación resulta difícil de aplicar en muchos grupos de organismos para los cuales no contamos con descripciones precisas o claves taxonómicas que diferencien un grupo de otro, o bien en grupos de organismos en que la definición de especie clásica es cuestionada (hongos, eucariontes unicelulares, bacterias). Existen incluso situaciones en las que el estado fenológico de los organismos no permite identificar los rasgos diagnósticos (por ejemplo, huevos, larvas y juveniles). Para facilitar la identificación de especies en estas situaciones, se propuso la necesidad de desarrollar una colección de referencias de secuencias de regiones universales de ADN con la suficiente variabilidad y especificidad para determinar especies. La noción que subyace a esta idea es contar con una herramienta que sirva como un código de barras (*barcode*) para la clasificación de especies de forma inequívoca (Hebert *et al.*, 2003). En el caso de animales, se propuso la región mitocondrial COI (Moritz y Cicero, 2004), y en plantas las regiones cloroplastidiales, *matk* y *rbcl* (Chase *et al.*, 2005). Con el propósito de construir una colección pública de secuencias de referencia se generó el consorcio

2 Sitio web de Catalogue of Life, disponible en <https://www.catalogueoflife.org>.

3 Sitio web de Open Tree of Life, disponible en <https://tree.opentreeoflife.org>.

4 Sitio web de TreeBASE, disponible en <https://www.treebase.org>.

5 Sitio web de FishBase, disponible en <https://www.fishbase.org>.

6 Sitio web de Global Biotic Interactions, disponible en <https://www.globalbioticinteractions.org>.

7 Sitio web de Encyclopedia of Life, disponible en <https://eol.org>.



Barcode of Life<sup>8</sup> en el año 2007, que hoy es el International Barcode of Life.<sup>9</sup> Existen también otras iniciativas, como Barcode 500K y Bioscan. Hoy, junto a entidades como Global Biodiversity Information Facility (GBIF),<sup>10</sup> entre otros, integran la iniciativa Planetary Biodiversity Mission,<sup>11</sup> que tiene como objetivo analizar y obtener sistemas de identificación de *barcode* en 100 millones de especímenes al 2045.

### Distribución de especies

Los modelos de distribución de especies se alimentan de registros de presencia o censos de organismos (taxón) en un lugar y período de tiempo provenientes de distintas fuentes, incluyendo colecciones biológicas, inventarios, estudios de campo a corto o largo plazo publicados en libros, artículos científicos o reportes técnicos, así como provenientes de observaciones ocasionales (por ejemplo, ciencia ciudadana) (Franklin, 2009; Guisan, Thuiller y Zimmermann, 2017).

La iniciativa más importante orientada a reunir, intercambiar y hacer más accesible la información de presencia y distribución es la Global Biodiversity Information Facility (GBIF), creada en 2001 por los gobiernos de la OCDE. Esta iniciativa es un sistema distribuido de acceso abierto, con diversos proveedores de datos, que son responsables de la calidad y el control total de los datos. Esto significa que tienen la potestad de restringir el acceso a información sensible (por ejemplo, coordenadas geográficas de especies amenazadas). En este modelo de gestión de datos, los usuarios deben reconocer y citar apropiadamente las fuentes de datos suscribiendo un acuerdo de uso e intercambio de datos basado en el respeto por los derechos de propiedad intelectual. Actualmente, GBIF cuenta con más de 1.300 millones de ocurrencias de 2 millones de taxones distribuidos a nivel planetario. GBIF Además, proporciona a las instituciones proveedoras de datos de todo el mundo estándares comunes y herramientas de código abierto que les permiten compartir información sobre dónde y cuándo se han registrado las especies.

### Abundancia de especies

Corresponde a medidas de tamaño poblacional, densidad o cobertura de organismos de un taxón con información espacial y temporal, usualmente provenientes de estudios de largo plazo con protocolos de muestreo explícitos, estandarizados y aceptados por la comunidad científica. Estos pueden ser censos permanentes, estacionales u ocasionales. A nivel global, la iniciativa más relevante es Living Plant Index,<sup>12</sup> que agrupa una colección de 18.500 series temporales de 3.700 vertebrados en 5.598 sitios desde 1970. Enfocada en el grupo de las aves, existe también eBird,<sup>13</sup> un programa de ciencia ciudadana que tiene registros de aves en tres millones de sitios desde el año 2000.

### Estructura de ecosistemas

El monitoreo de los ecosistemas involucra la integración de variables de biodiversidad y ambientales que describan la composición de especies (filogenética y funcional), estructura del hábitat, así como los procesos ecosistémicos asociados a los flujos de materia y energía (es decir, agua). Las variables más usadas para representar y evaluar el efecto de la estructura sobre la biodiversidad son la cobertura y uso de suelo, la agregación espacial y la organización vertical. Muchas de estas variables pueden ser monitoreadas mediante la percepción remota y procesamiento de imágenes satelitales de distintos instrumentos (por ejemplo, Landsat, MODIS); sin embargo, otras requieren de medición en terreno de forma permanente en el tiempo.

8 «Barcode of Life», National Center for Biotechnology Information, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/barcode>.

9 Sitio web de International Barcode of Life, disponible en <https://ibol.org>.

10 Sitio web de Global Biodiversity Information Facility, disponible en <https://www.gbif.org>.

11 Sitio web de Planetary Biodiversity Mission, disponible en <http://planetarybiodiversity.org>.

12 Sitio web de Living Planet Index, disponible en <http://www.livingplanetindex.org>.

13 Sitio web de eBird Chile, disponible en <https://ebird.org/chile>.



## Función de ecosistemas

Las variables funcionales más usadas son la producción primaria neta y la retención de nutrientes, para cuya caracterización se han generado varios modelos globales (FAOSTAT, INVEST). La caracterización de estas variables involucra la integración de datos ambientales y de biodiversidad. Este es un desafío a nivel global que ha sido emprendido por la red Group of Earth Observations (GEO BON).<sup>14</sup> Esta red, constituida por 77 países, se centra en mejorar la disponibilidad, acceso e interoperabilidad de información ambiental, así como en determinar la condición de los sistemas socioecológicos. Existe también el Ocean Biogeographic Information System (OBIS),<sup>15</sup> enfocado en los océanos. A estas iniciativas se suma la International Long Term Ecological Research Network (ILTER),<sup>16</sup> establecida en 1993, que actualmente agrupa 800 sitios de estudio en 44 países.

## Datos fósiles

Con respecto de la biodiversidad del pasado, se pueden encontrar esfuerzos colaborativos de instituciones públicas como NeotomaDB,<sup>17</sup> con colecciones de polen, diatomeas, insectos y vertebrados fósiles, entre otros. Por otra parte, PaleoDB<sup>18</sup> consiste en una recopilación de datos sobre fósiles. Incluye clasificación taxonómica integrada dinámicamente y posee una escala de tiempo geológica que permite consulta y análisis en diferentes épocas. Además de suministrar datos propios, PaleoDB ha recopilado información proveniente de bases de datos antiguas como Evolution of Terrestrial Ecosystems<sup>19</sup> del Smithsonian y el proyecto Paleogeographic Atlas Project<sup>20</sup> de la Universidad de Chicago. Este conjunto de datos documenta animales marinos y terrestres, así como plantas y microfósiles de todas las edades geológicas.

---

14 Sitio web de Group of Earth Observations, disponible en <https://geobon.org>.

15 Sitio web de Ocean Biogeographic Information System, disponible en <https://obis.org>.

16 Sitio web de International Long Term Ecological Research Network, disponible en <https://www.ilter.network>.

17 Sitio web de Neotoma Paleocology Database, disponible en <https://www.neotomadb.org>.

18 Sitio web de The Paleology Database, disponible en <https://www.paleobiodb.org>.

19 «Evolution of Terrestrial Ecosystems», Smithsonian National Museum of Natural History, <https://naturalhistory2.si.edu/ETE>.

20 «Paleoecological Atlas Project Map», Department of Geophysical Sciences, Universidad de Chicago, 10 de julio de 2008, [http://geosci.uchicago.edu/~rowley/Rowley/Paleogeographic\\_Atlas\\_Project.html](http://geosci.uchicago.edu/~rowley/Rowley/Paleogeographic_Atlas_Project.html).



Tabla 1. Tipo de datos para monitorear distintos niveles y aspectos de la biodiversidad, iniciativas globales y locales para aumentar información, brechas en Chile y recomendaciones.

Tipo de datos	Iniciativas globales (acceso abierto)	Disponibilidad de datos nacionales	Brechas en Chile	Recomendaciones
<b>Catálogos</b>	– Catalogue of Life (COL): Nombres, sinonimias y distribución de 1,9 millones de especies.	– Plantas vasculares del Cono Sur (en línea) (basado en Argentina pero contiene datos de Chile).	– Chile cuenta con catálogos exhaustivos actualizados solo para algunos grupos taxonómicos (menos del 30%).	<p>* Fortalecer la formación de taxónomos-especialistas.</p> <p>* Fortalecer financiamiento para la gestión de colecciones biológicas.</p> <p>* Implementar sistema de referencia en base a código de barras de ADN para facilitar identificación de especies problemáticas.</p> <p>* Promover y facilitar publicación de datos de biodiversidad en bases de acceso abierto con estándares consensuados.</p> <p>* Detectar brechas (GAPS) de información para incentivar estudios en áreas y taxa menos muestreados.</p> <p>* Incentivar estudios sistemáticos a largo plazo con protocolos de muestreo estandarizados.</p> <p>* Promover la formación de especialistas en el análisis e interpretación de imágenes satelitales y datos masivos geográficos.</p> <p>* Implementar plataformas con estándares y protocolos de conexión que permitan integrar datos de biodiversidad provenientes de múltiples fuentes de conocimiento con datos ambientales.</p>
<b>Atributos de especies</b>	– Encyclopedia of Life (EOL): 12 millones de atributos para 2 millones de especies. – TRY: Rasgos funcionales de 200.000 plantas. – FishBase: Rasgos funcionales y distribución de 33.000 peces.	– Inventario nacional de especies (MMA): Fichas para 3.500 especies nativas. – Sitios de difusión, Chile Bosques.	– Descripciones de especies están segregadas en cientos de monografías, artículos o guías de campo.	
<b>Distribución</b>	– Global Biodiversity Information Facility (GBIF): 4.109 ocurrencias de 2 millones de especies.	– GBIF-nodo Chile. – IABIN-Chile	– Menos del 1% de los datos generados en Chile está en bases de acceso abierto.	
<b>Abundancia</b>	– Living Plant Index (LPI): Censos de vertebrados de 5.598 sitios. – eBird: Monitoreo de aves en 3 millones de sitios. – Global-Interactions: 1,6 millones de interacciones bióticas.	– LTER Chile: Red de estudios de largo plazo. – GEF Montaña.	– La mayoría de los estudios de campo usan distintos protocolos, por lo que no sirven de línea base para monitorear abundancia de especies.	
<b>Sistemática</b>	– Tree of Life: 2,3 millones de taxones. – TreeBASE: 700.000 especies.		– Se desconoce o no hay incerteza con respecto de la posición filogenética de varias especies y grupos taxonómicos.	
<b>Barcoding</b>	– Barcode of Life		– Información incompleta.	
<b>Composición genética</b>	– GenBank NCBI		– Información incompleta.	
<b>Estructura de ecosistemas</b>	– GEO BON: Modelos a escala global. – LTER: Red de estudios a largo plazo. – OBIS: Enfocada en océanos.	– Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales (SIMEF, INFOR). – LTER Chile.	– Información ambiental está disponible en CIREN, pero no es de fácil acceso.	
<b>Funcionamiento de ecosistemas</b>	– GEO BON			



## INICIATIVAS DE PAÍSES: HACIA LA INTEGRACIÓN DE DATOS AMBIENTALES Y DE BIODIVERSIDAD

En paralelo al desarrollo de iniciativas globales, orientadas a compilar grandes volúmenes de datos de biodiversidad, varios países han desarrollado sistemas de información vinculados a iniciativas globales con portales de datos de acceso abierto, en línea y colaborativos, que albergan información de especies (descripciones con imágenes, distribución, hábitat, categorías de riesgo), registros de presencia (especímenes, observaciones), datos ambientales (datos de clima, topografía, biogeoquímica) y contextuales (límites políticos, áreas protegidas, ecorregiones). En las mismas plataformas se pueden entregar herramientas para la visualización de datos (mapas de distribución), modelamiento y análisis de datos, además de productos ya procesados (por ejemplo, fichas de especies). A continuación, se presentan algunas iniciativas de países que han alcanzado alguna importancia a nivel global.

### ALA

Atlas of Living Australia<sup>21</sup> es una plataforma implementada por el gobierno australiano que, además de compilar datos de ocurrencia (sobre 85 millones de registros), descripciones, imágenes y literatura de especies, integra información biológica con más de 500 datos ambientales (por ejemplo, clima, salinidad del suelo, radiación solar) y contextuales (límites políticos, áreas protegidas, ecorregiones) con una resolución espacial de 1 km. La integración de datos biológicos y ambientales, junto con el desarrollo de herramientas para la visualización y análisis de datos en la misma plataforma, ha permitido el desarrollo de una serie de aplicaciones para investigadores, educadores y tomadores de decisiones.

### NSF NEON USA

El National Ecological Observatory Network (NEON)<sup>22</sup> de la National Science Foundation en Estados Unidos es una instalación de observación a escala continental diseñada para recopilar datos ecológicos de acceso abierto a largo plazo para comprender mejor cómo están cambiando los ecosistemas en los Estados Unidos. NEON recolecta datos ambientales y muestras que caracterizan plantas, animales, suelo, nutrientes, agua dulce y atmósfera de 81 sitios de campo ubicados estratégicamente en ecosistemas terrestres y de agua dulce en el país. Estos constan de 175 conjuntos de datos y recolectan más de 100.000 muestras biológicas, genómicas y geológicas por año que se almacenan en el biorrepositorio de NEON. Los datos completos, la extensión espacial y la tecnología de teledetección proporcionada por NEON permitirán a una comunidad de usuarios amplia y diversa abordar nuevas preguntas a escalas no accesibles para las generaciones anteriores de ecólogos.

### EncicloVida

Otra plataforma destacable es la implementada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) de México.<sup>23</sup> CONABIO tiene la misión de promover, coordinar, apoyar y organizar actividades dirigidas al conocimiento de la diversidad biológica, así como a su conservación y uso sustentable para beneficio de la sociedad. Además, es un ejemplo a nivel global en la socialización de la biodiversidad. EncicloVida<sup>24</sup> es una plataforma digital para conocer a las especies de plantas, hongos y animales de México e integra información que la CONABIO ha reunido a través del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB).<sup>25</sup>

21 Sitio web de Atlas of Living Australia, disponible en <https://www.ala.org.au>.

22 Sitio web de National Ecological Observatory Network, disponible en <https://www.neonscience.org>.

23 «CONABIO», Gobierno de México, <https://www.gob.mx/conabio>.

24 Sitio web de EncicloVida, disponible en <http://enciclovida.mx>.

25 Sitio web del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México, disponible en <http://www.snib.mx>.



## CRBio

El Atlas de la Biodiversidad de Costa Rica (CRBio)<sup>26</sup> proporciona acceso gratuito y abierto a datos e información sobre la biodiversidad del país para apoyar la ciencia, la educación y la conservación. CRBio es un esfuerzo nacional en el que han colaborado varias organizaciones, como instituciones no gubernamentales, universidades, centros de investigación y organismos gubernamentales. El primer portal de datos de CRBio se lanzó en 2006; después de diez años, gracias al apoyo de ALA y GBIF, el Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica (INBio)<sup>27</sup> implementó un nuevo portal. Esta implementación fue financiada por una subvención del proyecto del Gobierno costarricense e incluye 5.000 páginas de especies, más de 50.000 imágenes y alrededor de 7 millones de registros de ocurrencia, todos georreferenciados. Los registros de sucesos forman parte de casi 400 bases de datos y fueron publicados por centros de investigación en más de 30 países. Las páginas de especies siguen el estándar Plinian Core,<sup>28</sup> centrado en establecer un lenguaje común para la descripción de especies que incluye su descripción, nomenclatura, estado de conservación, manejo, historia natural, etcétera.

## SiB Colombia

Por último, destacamos el portal del Sistema de Información sobre Biodiversidad (SiB) de Colombia.<sup>29</sup> El principal propósito de SiB es brindar acceso abierto a información sobre la diversidad biológica de Colombia para la construcción de una sociedad sostenible. Además, facilita la publicación en línea de datos e información sobre biodiversidad, y promueve su uso por parte de una amplia variedad de audiencias, apoyando de forma oportuna y eficiente la gestión integral de la biodiversidad. Esta red de datos abiertos actualmente cuenta con más de 7 millones de registros biológicos, 122 socios publicadores de datos, más de 5.000 fichas de especies y más de 150 listas de especies publicadas.

Existen otras iniciativas dentro de las cuales destaca IDigBio,<sup>30</sup> que no solo ofrece datos disponibles, sino que además explica el procedimiento de mediciones para los datos que el sistema de recolección almacena. Así, también ofrece herramientas computacionales tanto para el uso como para el análisis de la información y se enfoca en diversos taxones.

26 Sitio web de Atlas de la Biodiversidad de Costa Rica, disponible en <http://www.crbio.cr>.

27 Sitio web del Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica, disponible en <https://inbio.ac.cr>.

28 «Plinian Core», proyecto en Github, <https://github.com/tdwg/PlinianCore/wiki/About>.

29 Sitio web del Sistema de Información de Biodiversidad de Colombia, disponible en <https://sibcolombia.net>.

30 Sitio web de Integrated Digitized Biocollections, disponible en <https://www.idigbio.org>.



## PANORAMA LOCAL: AVANCES Y BRECHAS

Chile alberga alrededor de 1,5 millones de especímenes en más de 40 colecciones biológicas, lo que representa menos del 0,05% de los 3 billones de ejemplares que se estima que existen en el mundo. Las colecciones chilenas más importantes por su envergadura y representatividad taxonómica son las de la Universidad de Concepción, con 690.000 especímenes (49,5% del total de ejemplares) y 12.000 holotipos y paratipos (51,1%), y la colección del Museo Nacional de Historia Natural, con 578.000 ejemplares y 11.000 holotipos, que representan más del 90% de los ejemplares depositados en Chile (MMA, 2008). Varias instituciones han hecho importantes esfuerzos por validar, georreferenciar y sistematizar la información de sus colecciones en bases electrónicas tipo Excel. Las principales dificultades para lograr esta tarea han sido la escasez de taxónomos especialistas, la falta de financiamiento y la baja valoración que se ha dado a las colecciones biológicas. Actualmente, la información de menos del 1% de los ejemplares depositados en el país está disponible en GBIF.

Recientemente, el Ministerio del Medio Ambiente del Gobierno de Chile ha firmado convenios con varias instituciones para revertir esta situación. Estas iniciativas apuntan a impulsar una política nacional de datos de biodiversidad que busca como prioridad aumentar la accesibilidad a datos primarios y producir información altamente procesada. A corto plazo, se espera generar una red nacional de información como estrategia para tender puentes entre la ciencia, la política y la toma de decisiones.

A nivel de especies, el Ministerio ha implementado el Inventario Nacional de Especies, con información de historia natural y de gestión de 3.500 de las 33.000 especies silvestres nativas de Chile, así como de especies exóticas asilvestradas. Esto se ha complementado con varios sitios de difusión.<sup>31</sup> A pesar de estos esfuerzos, la información de la mayoría de las especies chilenas sigue segregada en cientos de monografías especializadas o guías de campo, floras y faunas locales. Como ejemplo, la última flora de Chile completa data de 1911 (Reiche, 1911). Más aún, no existen catastros actualizados para hongos, líquenes, hepáticas y diversos grupos de animales. Además, la representación de especies en las bases globales es baja. Por ejemplo, la base global COL solo registra 18.000 de las 33.000 especies presentes en Chile y solo 1.106 especies han sido clasificadas según su categoría de conservación, con un claro sesgo hacia plantas vasculares y vertebrados.

Entre otras de las iniciativas lideradas por el Ministerio, destaca la instalación del Nodo Nacional de Información sobre Biodiversidad, GBIF Chile.<sup>32</sup> Este nodo, establecido en Chile el año 2012 y operativo desde 2016, busca articular y fomentar la captura y registro de calidad de los datos sobre biodiversidad en el país, aportar herramientas técnicas para la administración de datos biológicos, impulsar la colaboración entre iniciativas nacionales e internacionales relacionadas con datos de biodiversidad y gestionar financiamientos potenciales en el área. En su función facilitadora, esta iniciativa colabora con los socios para que puedan publicar sus datos mediante el uso de protocolos y estándares comunes, asegurando la interoperabilidad, el acceso libre y la máxima reutilización de los datos.

Actualmente, la base GBIF alberga dos millones de registros de especies presentes en Chile. La mayoría de estos registros son de aves del proyecto de ciencia ciudadana e-Bird (figura 2). De estos, 483.000 registros de ejemplares están albergados en colecciones biológicas y menos del 2% provienen de herbarios o museos chilenos. Esta situación contrasta con la de otros países de América Latina (figura 3), donde el número de registros de ejemplares preservados en colecciones biológicas llega a ser 20 veces más alto —por ejemplo, en Brasil— y donde el porcentaje de registros publicados por los propios países alcanza el 45%, como es el caso de México.

Otra fuente importante de datos sobre la biodiversidad son los estudios de campo publicados en artículos científicos y libros correspondiente al 57% de los datos (MMA, 2018), que en su mayoría son desarrollados por investigadores de instituciones académicas y con fondos públicos. Sin embargo, a pesar de que en el país se ha hecho un esfuerzo por mantener una base de las publicaciones en el área ambiental (CIREN e INFOR), la mayor parte de los datos publicados están en un formato de difícil acceso. El caso de Chile dista de los países de la región, que han digitalizado e incorporado a GBIF *checklists* e inventarios locales. Por último, en una encuesta realizada por el Ministerio del Medio Ambiente en 2011, menos del 30% de los investigadores estaba dispuesto a poner datos en bases de acceso abierto.

31 Ejemplos son los sitios Chile Bosque (disponible en <http://www.chilebosque.cl/>) y Musgos de Chile (disponible en <http://www.musgosdechile.cl/>).

32 Sitio web del Nodo Nacional de Información sobre Biodiversidad, Ministerio del Medio Ambiente de Chile, disponible en <https://gbifchile.mma.gob.cl>.

### Fuentes de datos de especies presentes en Chile en GBIF

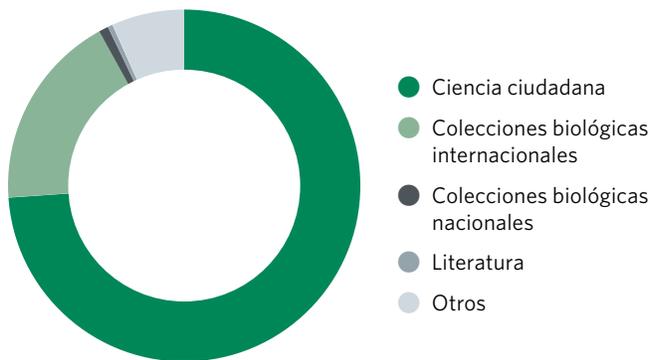


Figura 2. Datos de biodiversidad de Chile disponibles hoy en la base global GBIF según fuente de origen.

### Número de registros basados en especímenes preservados en colecciones biológicas según país

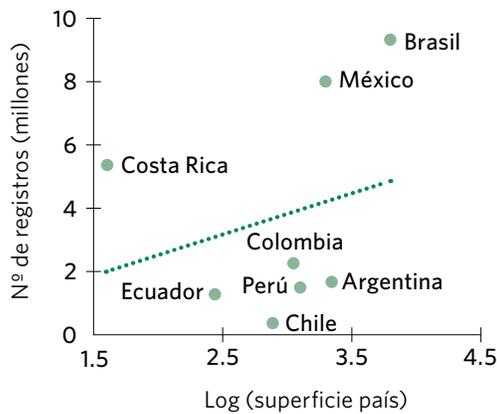


Figura 3. Registros de especímenes preservados en colecciones biológicas según país.

El análisis de los datos disponibles en GBIF muestra que hay un claro sesgo taxonómico en la colección de datos (figura 4), con esfuerzos de muestreo muy heterogéneos en todo el país (figura 5). Estos sesgos se explican, en parte, porque la mayoría de la información de biodiversidad generada en Chile responde a las motivaciones de los investigadores que la obtienen. Esta situación refuerza la necesidad de identificar los vacíos de conocimiento y orientar la obtención de datos de biodiversidad en función de las estrategias nacionales para su protección.

A nivel de ecosistemas, destaca la implementación del Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales (SIMEF)<sup>33</sup> por el Ministerio de Agricultura del Gobierno de Chile, el cual incluye los aspectos de ocurrencia y abundancia de especies de flora, vertebrados e invertebrados en bosques nativos y formaciones xerofíticas del país. Como parte de los esfuerzos de esta iniciativa, se contará con una plataforma de información de acceso público a fines de 2019 que debiera contribuir a comunicar los resultados sobre la biodiversidad de estos ecosistemas. Este es el primer inventario de biodiversidad terrestre de formaciones nativas, vertebrados e invertebrados a gran escala en Chile (muestreo sistemático de malla irregular de 5 x 7 km). El diseño comprende el levantamiento de datos a través de distintos métodos de recolección y destaca por

33 Sitio web del Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales, disponible en <https://simef.minagri.gob.cl/>.

### Distribución espacial del número de registros presentes en Global Biodiversity Information Facility (GBIF)

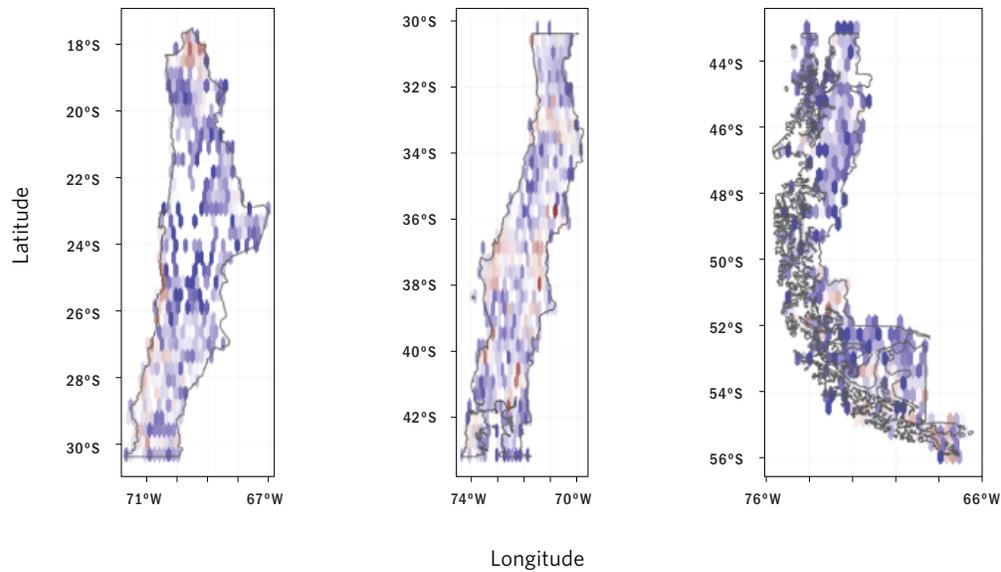


Figura 4. Distribución espacial del número de registros presentes en Chile.

### Representatividad de algunos grupos taxonómicos en GBIF

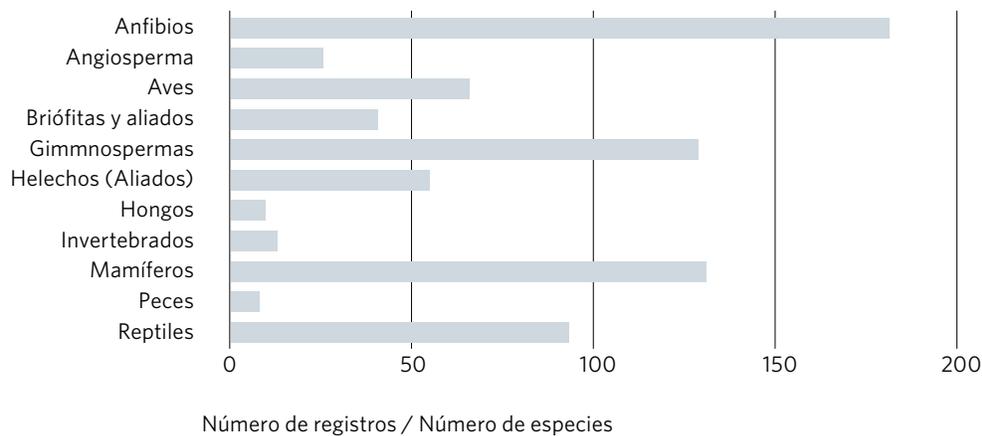


Figura 5. Representatividad de algunos grupos taxonómicos en GBIF.



haber contribuido al descubrimiento de decenas de nuevas especies de artrópodos para el país. El objetivo es contar con información confiable y oportuna para el entendimiento de la biodiversidad, para así contribuir al diseño de políticas públicas y privadas que apunten a la conservación y uso sostenible de estos ecosistemas.

Existe además la Red Chilena de Investigación Socio-Ecológica a Largo Plazo (LTSER),<sup>34</sup> la cual reúne nueve sitios de investigación de largo plazo que cubren una parte importante del rango latitudinal de Chile. La iniciativa incluye el registro de variables sociales, biológicas y físicas, así como la generación de indicadores de tendencias climáticas y ambientales en diversos ecosistemas.

## ESTÁNDARES PARA EL INTERCAMBIO DE DATOS DE BIODIVERSIDAD

El desarrollo de protocolos para promover una disseminación amplia y efectiva del conocimiento de la biodiversidad global hoy en día está liderado por la asociación sin fines de lucro Biodiversity Information Standards (TDWG).<sup>35</sup> Las principales acciones del TDWG se concentran en desarrollar, ratificar y promover estándares y guías para el registro e intercambio de datos de organismos vivos, y actuar como un foro para discutir todos los aspectos de la administración de información de biodiversidad a través de reuniones, discusiones en línea y publicaciones. La comunidad del TDWG está asociada en grupos de interés que desarrollan diferentes temas, como anotaciones (de especímenes), calidad de datos de biodiversidad, datos de interacciones biológicas, ciencia ciudadana, biodiversidad genómica, observaciones y especímenes, paleobiología, procesos, información de especies, conceptos y nombres taxonómicos, entre otros.<sup>36</sup> A su vez, el TDWG mantiene una serie de estándares ratificados,<sup>37</sup> entre los que destaca el Darwin Core (DwC),<sup>38</sup> que corresponde al estándar utilizado por GBIF para registrar y anotar sus datos. Darwin Core consiste en un glosario de términos destinado a facilitar el intercambio de información sobre la diversidad biológica mediante el suministro de identificadores, etiquetas y definiciones. Se basa principalmente en los taxones y su presencia en la naturaleza, documentada mediante observaciones, especímenes, muestras e información relacionada.

## RECURSOS FÍSICOS PARA INDEPENDENCIA LOCAL FRENTE A DATA WAREHOUSES PRIVADAS

Dentro de las iniciativas locales de cómputo y almacenamiento de datos en biodiversidad existen iniciativas públicas y privadas. La principal iniciativa pública es el Laboratorio Nacional de Cómputo de Alto Rendimiento (NLHPC ECM-02),<sup>39</sup> proyecto del Programa de Investigación Asociativa (PIA) de Conicyt, que está formado por la Universidad de Chile como institución patrocinadora más 24 instituciones asociadas. El NLHPC consolida una infraestructura de cómputo de alto rendimiento, conectada vía redes de alta velocidad provistas por la Red Universitaria Nacional (REUNA) a un nodo de procesamiento central, el cual se aloja en el Centro de Modelamiento Matemático (CMM)<sup>40</sup> y cuenta con 5.236 núcleos (*cores*) y 266 Teraflops, con un total de 212 *terabytes* de almacenamiento. El NLHPC ha sido fundamental en el almacenamiento y cómputo para practicar ciencia de frontera en Chile y cálculos para hacer macroanálisis para la toma de decisiones, y posee convenios con instituciones gubernamentales como el Ministerio de Obras Públicas, el Ministerio de Bienes Nacionales, el Servicio Nacional de Pesca y el Servicio Agrícola y Ganadero. La principal iniciativa local privada es de Entel, que cuenta con un *data center* en Chile que comenzó su operación en junio del 2019. Esta infraestructura está orientada a los negocios en que operan bancos e industrias. Actualmente lidera la industria en Chile y América Latina.

En el ámbito internacional hay tres principales servicios de alojamiento en internet. Estos son servicios de computación en la nube que constan de un conjunto de aplicaciones, software y hardware para almacenamiento y cálculo en línea, dentro de los cuales destacamos los siguientes.

34 Sitio web de LTSER Chile, disponible en <https://www.ltser-chile.cl>.

35 Sitio web de Biodiversity Information Standards, disponible en <https://www.tdwg.org>.

36 «Community», Biodiversity Information Standards, <https://www.tdwg.org/community/>.

37 «Standards», Biodiversity Information Standards, <https://www.tdwg.org/standards/>.

38 «Darwin Core», Biodiversity Information Standards, <https://www.tdwg.org/standards/dwc/>.

39 Sitio web del National Laboratory for High Performance Computing Chile, disponible en <http://www.nlhpc.cl>.

40 Sitio web del Centro de Modelamiento Matemático de la Universidad de Chile, disponible en <http://www.cmm.uchile.cl>.



### **Amazon Web Services (AWS)**

Es la plataforma en la nube más adoptada y completa en el mundo, que ofrece sobre 160 servicios distintos. Consta de más de un millón de clientes de todo tipo. En el sector público, los principales clientes provienen de Estados Unidos, entre los que destacan la Administración de Alimentos y Medicamentos (FDA), el Departamento de Seguridad Nacional (NSA) y el Centro para el Control y Prevención de Enfermedades (CDC). Otros clientes internacionales son el Gobierno de Singapur, la Agencia Espacial Europea y el Ministerio de Justicia del Reino Unido, entre otros.

### **Google Cloud**

Es una plataforma que reúne las aplicaciones web de Google que se ofrecen por separado. Es un espacio virtual que permite efectuar tareas en serie desde sus infraestructuras de cómputo. Sus principales clientes del sector público provienen también de Estados Unidos, dentro de los que se encuentran el Instituto Nacional de Salud (NIH) y la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA).

### **Microsoft Azure**

Es el servicio de computación en la nube y almacenamiento alojado en los servidores de Microsoft. Comenzó sus operaciones en el 2010 y sus principales clientes son el comercio y la industria privada.

Una de las brechas importantes para Chile es que actualmente su conexión hacia los servidores internacionales es una limitante. Esto complica la movilización de grandes volúmenes de información hacia los servidores externos. Sin embargo, desde abril del 2019, Google California está conectado a Valparaíso a través de un cable submarino privado denominado Curie. Independientemente de estas soluciones globales, un obstáculo que subsiste es la conectividad al interior de Chile y desde las unidades de investigación a REUNA, lo que requiere una gran inversión.



# Observatorio para el monitoreo y análisis de la biodiversidad

Es vital para Chile poder hacer de manera permanente evaluaciones y seguimiento de largo plazo de variables que contribuyan a entender la biodiversidad en sus distintas dimensiones —desde su variabilidad genética, riqueza y abundancia de las especies, extensión de sus hábitat, funciones y rasgos, hasta la estructura de los ecosistemas— y generar capacidades predictivas gracias a este conocimiento. A partir de este monitoreo, es posible analizar el cambio espacial y temporal de la biodiversidad ante escenarios climáticos futuros, para de esta forma proveer antecedentes relevantes con el objetivo de sustentar la toma de decisiones que permitan proteger efectiva y oportunamente la biodiversidad del país y apoyar políticas públicas en ámbitos como la agricultura y la acuicultura —por ejemplo, mediante medidas adecuadas de mitigación y adaptación al cambio climático, así como la simulación del efecto de posibles medidas de mitigación—. Incluso es necesario generar sistemas de monitoreo de la biodiversidad que permitan dar cuenta del cambio climático, es decir, invertir la flecha lógica de razonamiento, a modo de complementar los estudios puramente físico-químicos que son los más recurrentes en uso, con la intención de tener una visión global del cambio climático que incluya las variaciones en la biodiversidad.

Este observatorio debe nutrirse de las tecnologías más modernas de modelamiento matemático-estadístico e informático y de capacidad de cálculo de alto rendimiento, de modo de utilizar la información disponible de la manera más óptima posible. El observatorio deberá estar formado por un grupo multidisciplinario de especialistas (percepción remota, informáticos, matemáticos, estadísticos y ecólogos, entre otros), a modo de maximizar el aporte de cada disciplina a una tarea en la que a nivel mundial aún hay muchas preguntas que no se pueden resolver simplemente desde el uso de herramientas desarrolladas por terceras personas por parte de especialistas temáticos. Por otro lado, dada la envergadura del problema de largo plazo, será necesario mandar y hacer alianzas estratégicas con centros de investigación nacionales y extranjeros a modo de mantener altos estándares de investigación y, desde este observatorio, ser un aporte en la comprensión de los fenómenos que relacionan biodiversidad y cambio climático.

En esta sección se discuten aspectos relevantes para el uso y análisis de la información de biodiversidad y se efectúan recomendaciones para la conformación de un observatorio nacional de biodiversidad.

## OBSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Por observación de la biodiversidad entendemos todos los mecanismos de generación, integración y análisis de datos que permiten dar cuenta de manera tanto estática (repertorios individuales y redes) como dinámica (cambios temporales, efectos del medio) de la biodiversidad. A continuación, describimos algunos tópicos modernos que creemos pertinentes para observar la biodiversidad.

### Observación satelital de la biodiversidad

La obtención de información sistemática y de cobertura global desde plataformas satelitales o de observaciones de gran altura es clave en la evaluación y monitoreo de la biodiversidad (MMA, 2018). Permite cuantificar oportunamente cambios en variables relevantes (por ejemplo, extensión de ecosistemas, distribución de es-



pecies, cobertura de hojas y fenología, etcétera), la ubicación precisa y extensión de tales cambios y el momento y duración del cambio, o establecer relaciones más complejas con variables biológicas (en particular el océano y cambios en el plancton), lo que facilita la toma de decisiones de autoridades locales, nacionales y continentales. Como fue mencionado anteriormente, los esfuerzos de la comunidad científica de percepción remota para contribuir con el monitoreo de los objetivos de Aichi acordados en la Convención de Diversidad Biológica se han materializado en la definición de variables esenciales para la biodiversidad (EBV) (Jetz *et al.*, 2019), un estándar internacional coordinado por GEO BON del cual Chile es miembro activo. Los estándares de GEO BON incluyen todas las dimensiones de la biodiversidad (desde composición genética hasta estructura de ecosistemas) y se organizan en redes nacionales, regionales y continentales.<sup>41</sup> De las 21 EBV candidatas, al menos diez pueden estimarse usando imágenes satelitales. Si bien los estándares de EBV en cuanto a frecuencia, tipo y método de medición y validación se encuentran aún en discusión, Chile debe prepararse para contar con los recursos humanos y tecnológicos para procesar el enorme flujo de datos satelitales existentes y futuros. A diferencia de las variables esenciales del clima, la biodiversidad, por su naturaleza local, no puede abordarse desde una perspectiva global y Chile deberá implementar un sistema nacional de EBV satelitales *ad hoc* para las especies, poblaciones y ecosistemas únicos de nuestro país.

### **Observatorio de campo para el catastro de especies, su abundancia y distribución**

Así como los satélites constituyen un tipo de sensor crucial de percepción remota para el monitoreo y observación de la biodiversidad a gran escala, a nivel de especies existe una variedad de métodos automatizados o automatizables que permiten generar una gran cantidad de datos sin gran esfuerzo físico ni inversión. Un ejemplo virtuoso son las redes mundiales de trampas de tipo cámara (Steenweg *et al.*, 2017). Uno de los beneficios de estas redes es que la inversión para crearlas no es muy alta e incluso se pueden incorporar esfuerzos de ciencia ciudadana. Las imágenes obtenidas por estas redes pueden ser analizadas, entre otras herramientas algorítmicas, por métodos de inteligencia artificial adaptados al reconocimiento de especies. Hoy en día existen métodos desarrollados en software abiertos que clasifican del orden de 2.000 imágenes por minuto con una certeza del 98% para imágenes obtenidas en una zona donde se entrenó el modelo (Tabak *et al.*, 2019). Dado el éxito de estas técnicas, se han generado estándares para unificar estas investigaciones (Foster *et al.*, 2016). Lo mismo puede ser aplicado para el monitoreo acústico de especies, tanto terrestres como en ambientes acuáticos (Gibb *et al.*, 2019). Otra red internacional de campo son las PhenoCams, que complementan las mediciones fenológicas satelitales (Gibb *et al.*, 2019). Se ha propuesto —y es una realidad que se potencia con la mejora de algoritmos matemáticos que interpretan los sensores— que una red de esta naturaleza podría monitorear en tiempo real la presencia, densidad poblacional y migración de especies de forma automatizada.

### **Observatorio permanente de la dinámica de ecosistemas**

Es vital no solo poder caracterizar los ecosistemas en un punto en el tiempo, sino que también en un set de unidades permanentes monitorear sus cambios. Para esto, es fundamental establecer una red de monitoreo permanente de ecosistemas representativos, que sea independiente de esfuerzos privados y de organizaciones gubernamentales y que, al ser parte de esta iniciativa de observatorio, permita ir validando proyecciones de los modelos a construir, así como también ofrecer la medición de variables en terreno, que se podría ocupar incluso para ir testeando nuevas formas futuras de monitoreo.

### **Observación de la genética y genómica de la biodiversidad**

La riqueza de la biodiversidad en Chile se distribuye en una geografía que ha producido que los organismos que ahí habitan se hayan adaptado a condiciones muchas veces muy extremas, como los desiertos más secos del planeta, alturas con poco oxígeno y hielos eternos. En contraste, una parte importante de nuestra diversidad habita en valles muy fértiles, un mar con gradientes de temperatura que producen gran riqueza y biodiversidad en sus costas y curiosidades naturales que hacen de nuestra biodiversidad un laboratorio natural para entender el cambio climático desde su biología. Si bien Chile entró de manera temprana a la llamada era genómica, secuenciando muchos organismos ligados al sistema productivo agrícola, biominero y acuícola,

41 «What are EBVs?», GEO BON, <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/>.



más allá de muchas iniciativas aisladas en proyectos individuales o centros de excelencia, el país se ha ido quedando atrás en la sistematización del descubrimiento de las bases genéticas de la biodiversidad chilena, y no hemos generado un catastro de genomas propios de nuestra biodiversidad, desde los eucariontes más complejos hasta comunidades de microorganismos que trabajan juntos en distintos nichos ecológicos relevantes. Estos últimos podrían representar hoy —hay bases importantes en la investigación moderna— sensores naturales del cambio climático (Carradec *et al.*, 2018; Gaüzère, 2018; Guidi *et al.*, 2016). En efecto, los microorganismos apoyan la existencia de todas las formas de vida tróficas superiores. Para comprender cómo los humanos y otras formas de vida en la Tierra pueden resistir el cambio climático antropogénico, es vital incorporar el conocimiento del mundo microbiano (Cavicchioli *et al.*, 2019). Hay gran consenso del papel central y la importancia global de los microorganismos en la biología del cambio climático.

Por otro lado, desde el punto de vista funcional, el impacto del cambio climático dependerá en gran medida de las respuestas de los microorganismos, que son esenciales para lograr un futuro ambientalmente sostenible. Así, un observatorio de biodiversidad que sea un aporte al entendimiento del cambio climático no puede abstraerse de la genómica o genética de sus organismos. La era genómica, que ya cumple casi veinte años desde la secuenciación del genoma humano, está madura y cuenta con tecnologías que la hacen viable a precios razonables. Por otro lado, en Chile se ha generado una comunidad de científicos inserta en el mundo en estos temas que son capaces de abordar proyectos en la era genómica moderna, desde la generación de algoritmos de ensamble de genomas hasta el análisis de sus resultados, con una perspectiva sistémica e integrativa de los organismos o comunidades de organismos estudiadas. Es decir, hoy somos capaces de extraer información relevante que ligue genómica con fenotipo y su ambiente, y más aún, sumar esta información a mediciones del medio ambiente o sensores remotos.

Para asumir este desafío, cinco centros de excelencia chilenos han planteado el programa 1.000 Genomas Chile, que pretende coordinar y generar los estándares genómicos modernos necesarios para secuenciar la biodiversidad chilena desde comunidades de microorganismos hasta eucariontes.<sup>42</sup> Su financiamiento a mediano y corto plazo depende del interés de autoridades y particulares en sumarse al proyecto. Para avanzar de manera coordinada a nivel internacional, este proyecto se ha hecho parte del Earth Biogenome Project (EBP),<sup>43</sup> programa global que luego de veinte años de la secuenciación del genoma humano quiere secuenciar el ADN de toda la vida eucarionte en la Tierra durante los próximos diez años, con el fin, entre otros, de proteger la biodiversidad y la comprensión de los ecosistemas. Este proyecto parte de la convicción de que los grandes avances en las tecnologías de secuenciación de genomas, de la informática y de la matemática ligada a la inteligencia artificial nos posicionan en un nuevo paradigma para comprender, utilizar y conservar la biodiversidad. Hoy es posible secuenciar eficientemente los genomas de todas las especies conocidas y utilizar la genómica para ayudar a descubrir el 80% a 90% restante. Durante los tres primeros años de su fase 1, se quieren crear conjuntos de referencia a escala cromosómica y anotados funcionalmente para al menos una especie representativa de cada una de las 9.000 familias taxonómicas de eucariontes. En las fases 2 y 3 se usará la información de la primera fase para la reconstrucción *in silico* de genomas ancestrales y rescatar especies en extinción.

Recomendamos que un observatorio de biodiversidad chileno se articule con el proyecto 1.000 Genomas Chile y su colaboración internacional a modo de centralizar la información e integrarla a los otros aspectos del observatorio, para generar así la observación más completa y rica de nuestra biodiversidad, que otorgue solidez a las predicciones y tomas de decisiones hacia el futuro.

### **Modelación y métodos matemáticos para al análisis de los datos de biodiversidad**

El fin último de un observatorio de la biodiversidad es poder generar una abstracción del o los sistemas complejos en que ella está inserta, para así analizar el efecto de las variables que la definen y su evolución temporal en distintos escenarios. De esta forma es posible evaluar, por ejemplo y entre muchos aspectos, el impacto que tienen ciertas variables climáticas (como precipitación o temperatura) en la evolución de una variable de interés como la biodiversidad de un ecosistema. También se puede pensar que los cambios en la observación de la biodiversidad pueden servir de herramienta para ilustrar modificaciones en el clima o las distintas bombas físico-químicas que rigen el movimiento de carbono u oxígeno en nuestro planeta. Este nivel de abstracción e integración ya ha sido planteado para los océanos por la Federación de Investigación GO-SEE

42 Sitio web de 1.000 Genomas, disponible en <https://www.100ogenomas.cl>.

43 Sitio web de Earth BioGenome Project, disponible en <https://www.earthbiogenome.org>.



(Global Ocean Systems Ecology and Evolution) del Centre Nationale de la Recherche Scientifique (CNRS) del Gobierno de Francia, en la que participan más de veinte instituciones académicas en el mundo, y en que el país es representado por la Universidad de Chile. Este es un ejemplo de la ambición que se puede tener hoy día para generar un monitoreo y observatorio moderno del cambio climático y sus efectos en la biodiversidad, y viceversa.

La observación de la biodiversidad requiere, entonces, tanto del desarrollo de modelos como de la implementación de métodos matemáticos sofisticados que permitan analizar e integrar de manera eficiente los datos de biodiversidad obtenidos desde los distintos sensores y fuentes antes descritas. Es claro que no basta con obtener señales desde sensores remotos. Muchas de estas señales simplemente no son interpretables sin la aplicación de métodos matemáticos desarrollados de manera *ad hoc* al fenómeno en estudio y el conocimiento de la tecnología usada por los sensores. Hoy, cuando la teoría es escasa dada la capacidad de cálculo, se usan una variedad de métodos ciegos provenientes de la inteligencia artificial o el aprendizaje de máquinas, y cuando hay más conocimiento del fenómeno biológico-físico o los sensores utilizados, es común modelar con técnicas matemáticas más modernas y a veces sofisticadas de problemas inversos, teoría de juego o probabilistas. Los métodos ciegos buscarán determinar, de la mejor manera posible, una salida confiable de un proceso, sin ser una limitante el conocimiento del fenómeno en detalle. Los segundos, basados realmente en modelamiento matemático, permiten pensar en tener poder predictivo de fenómenos complejos basados en propiedades propias del fenómeno que ellos determinan. Existen múltiples ejemplos en la literatura de esto último y, lo más importante, hay una investigación activa en la comunidad matemática para generar leyes de comportamiento universales que den cuenta de la variedad de fenómenos que aparecen al estudiar la biodiversidad. Algunos ejemplos conocidos entre muchos estudios incluyen: i) el modelamiento basado en principios fisiológicos (a veces a nivel celular) del efecto de variaciones climáticas en la fotosíntesis de árboles que crecen en bosques (Mäkelä, 1986); ii) modelación de la composición y evolución de la biodiversidad (Guisan, Thuiller y Zimmermann, 2017; Marquet *et al.*, 2017); y iii) estudio de leyes KPZ como leyes universales que dan cuenta de múltiples fenómenos biológicos y ecológicos de manera probabilista (Matetski, Quastel y Remenik, 2016).

Un componente relevante en la construcción de modelos con aplicación en biodiversidad tiene relación con la incorporación de la incertidumbre. Esta incertidumbre proviene no tan solo desde las estimaciones que los modelos pueden producir, sino que de las fuentes de datos empleadas. Por otro lado, es un hecho de la causa que muchos de los procesos biológicos ligados a la biodiversidad deben seguir leyes universales, pero los parámetros de dichas leyes pueden ser altamente difíciles de estimar. Dado que en biodiversidad la estructura jerárquica es marcada, es decir, existen variables medidas a diferentes niveles de dicha estructura, se producen variadas fuentes de incertidumbre. En problemas ecológicos y del medio ambiente es claro y fácil de evidenciar que existe un componente estocástico que es clave poder incorporar también en la construcción de los modelos (Dennis *et al.*, 2003). Esto último exige que la incertidumbre sea un componente explícito en todo modelo en biodiversidad. En este sentido, la modelación estadística y probabilista es clave para proveer las bases teóricas necesarias para incorporar apropiadamente la incertidumbre en la estimación de los parámetros de los diferentes modelos a desarrollar, así como también en el contexto de la predicción.

Dentro de los modelos estadísticos más ampliamente usados en aplicaciones de biodiversidad se pueden encontrar desde modelos de variables binarias para predecir probabilidad de ocurrencia de un fenómeno (Salas-Eljatib *et al.*, 2018), modelos bayesianos que incorporan distribución de los parámetros en modelos de productividad (Foster *et al.*, 2016), modelos de regresión de cuantiles para densidades máximas en poblaciones de árboles sujetas a cambio climático, hasta modelos no lineales de efectos mixtos para el crecimiento de árboles (Salas-Eljatib, Stage y Robinson, 2008; Salas-Eljatib y Weiskittel, 2018). Por otro lado, estudios teóricos han mostrado algunas de las leyes universales subyacentes a la biodiversidad y su dinámica (Marquet *et al.*, 2017). Hoy en día, dado el poder de cálculo y avances en teorías matemáticas subyacentes a los fenómenos de biodiversidad, es necesario transitar hacia métodos predictivos. Esto requiere formar grupos multidisciplinarios en que la acción de cada especialista logre su máximo valor agregado, y no se estancan los estudios o el observatorio de la biodiversidad en las técnicas particulares de uno u otro especialista o disciplina dominante. Esto debiera potenciar los estudios de biodiversidad en Chile.

Finalmente, una de las preguntas importantes en la actualidad para entender la biodiversidad tiene que ver con la caracterización y cuantificación de las interacciones ecológicas, es decir, redes de interacción y distribución de especies que evolucionan en el tiempo y se configuran siguiendo alguna ley funcional (González-Salazar, Stephens y Marquet, 2013; Jetz *et al.*, 2019; Kissling *et al.*, 2018; McGrady-Steed, Harris y Morin, 1997). Desde una perspectiva funcional, lo más importante es entender por qué un grupo de organismos está junto, qué rol tiene y cómo evoluciona con las variaciones de su medio ambiente. Dada la robustez de los



sistemas biológicos en general, el estudio de las redes de interacción presentes en nuestra biodiversidad debe enfocarse también en la búsqueda de los umbrales del cambio (climático, entre otros) que hacen inviable la funcionalidad de dichas redes o comunidades, y por ende la destrucción de la biodiversidad. Es de particular importancia —y realista— para entender la relación del cambio climático y la biodiversidad, entender estas preguntas en el caso de comunidades de microorganismos. Desde la perspectiva de un observatorio de la diversidad, será muy relevante contar con herramientas que permitan, a partir de los datos que este maneje, establecer redes de interacción y su evolución temporal a modo de ganar en grados de predictibilidad.

## UN OBSERVATORIO NACIONAL DE BIODIVERSIDAD

La complejidad geográfica y la gran diversidad de climas y de ecosistemas de Chile justifican cabalmente la implementación de un observatorio nacional de biodiversidad, cuyos objetivos fundamentales sean monitorear el estado de la biodiversidad y reportarlo a instancias locales, nacionales e internacionales (según el Convenio sobre la Diversidad Biológica) y predecir escenarios futuros para la biodiversidad en un marco de cambio climático. Ejemplos de observatorios nacionales de biodiversidad en pleno desarrollo se encuentran en Colombia<sup>44</sup> y China,<sup>45</sup> donde se han acogido al marco de GEO-BON. En ambos casos existe financiamiento nacional e internacional para su implementación, y aunque los directores y contribuidores de datos provienen principalmente de universidades, centros de investigación y servicios públicos, la red nacional es últimamente coordinada y financiada por el Estado. Las distintas fases de implementación requieren un compromiso formal y permanente entre las partes con responsables, objetivos, plazos, entregas y financiamiento claros. Tal observatorio nacional deberá reconocer el valor de otros esfuerzos locales y temáticos de biodiversidad (bancos de germoplasma, colecciones botánicas, de animales y hongos, datos satelitales, datos genómicos y de variables abióticas). No obstante, deberá definir y enfocarse en variables esenciales a monitorear y predecir con indicadores claros, sistemáticos, científicamente robustos, y con estándares y contrapartes internacionales que contribuyan al fin último de proteger la biodiversidad mundial y ganar poder de predicción a nivel local.

44 «Colombia BON», GEO BON, <https://geobon.org/bons/national-regional-bon/national-bon/colombia-bon/>.

45 «China BON», GEO BON, <https://geobon.org/bons/national-regional-bon/national-bon/china-bon/>.

# Recomendaciones de políticas públicas

Si bien países como Estados Unidos y países miembros de la Unión Europea están avanzando hacia políticas centralizadas para el tratamiento de los datos de la biodiversidad, el Estado de Chile no ha logrado afianzar, en la práctica, una política eficaz en este sentido. Los antecedentes expuestos aquí muestran claramente la urgente necesidad y oportunidad que representa avanzar hacia una política nacional efectiva relativa a datos de biodiversidad.

Tal política supone que el Estado, dentro de su jurisdicción, debe poseer y tener potestad sobre un catálogo estable y completo de todas las especies presentes en el territorio nacional y de otras bases de datos que sean necesarias para accionar de manera eficiente frente al cambio climático. Dicha política supone, además, la creación de un marco de acción dotado de instrumentos (es decir, políticas e infraestructura crítica) que fomente activamente la mejora continua de dicho catálogo, su interacción con otras bases de datos, su modernización en función de las tecnologías existentes que permitan darle valor a los datos de biodiversidad (genómica, medio ambiente), así como el intercambio y la reutilización de los datos de biodiversidad. Hoy, parte de las acciones que supone una política nacional de datos de biodiversidad están contempladas en la Ley 19.300, artículo 70, incisos j) y k) de las funciones que competen al Ministerio del Medio Ambiente. Sin embargo, hasta hoy el catálogo nacional de especies, especímenes y datos no goza de centralización, articulación entre las diferentes partes del Estado ni un presupuesto actualizado para la generación de nuevos datos, recopilación o sistematización ni validación de estos, para así formar un conjunto denominado «datos de biodiversidad» que permita capitalizar esta información por parte del Estado chileno. Más aún, los datos existentes son de naturaleza estática y resulta difícil hacerlos útiles para tareas predictivas.

Una política nacional de datos de la biodiversidad, además de los considerandos generales descritos en cada uno de los capítulos anteriores, deberá contemplar al menos los siguientes aspectos descritos en los puntos que siguen.

## PERTENENCIA, INDEPENDENCIA Y POTESTAD DE LOS DATOS DE LA BIODIVERSIDAD CHILENA

La pertenencia de los datos se refiere a que los datos de biodiversidad se encuentren bajo la circunscripción y sean de propiedad del Estado, y que estén a disposición de los actores que este indique. La independencia se refiere a que el Estado pueda mantener, gestionar, sistematizar y disponer de tales datos según lo señale, sin depender de terceros. La potestad sobre los datos de la biodiversidad se refiere al poder o autoridad que debe tener el Estado sobre los datos de la biodiversidad. Actualmente, el Estado chileno no posee plenas facultades sobre los datos de la biodiversidad chilena. No obstante, a pesar de estar claramente especificado en la Ley 19.300, artículo 70, incisos j) y k) mencionados más arriba, hasta la fecha no existe en Chile un observatorio o repositorio estable de datos con una infraestructura crítica propia que pueda mantener, gestionar, sistematizar y disponer de los datos de biodiversidad. Los datos digitales existentes sobre la biodiversidad chilena se hallan, en buena parte, desagregados y en repositorios extranjeros públicos o privados. Algunas excepciones fueron descritas en el segundo capítulo de este informe. En otras palabras, de momento, la elaboración de instrumentos para la gobernanza y la elaboración de políticas públicas basadas en evidencia proveniente del



análisis de una o más bases de datos o de datos masivos se halla en gran medida sujeta a la disponibilidad que gobiernos extranjeros, redes intergubernamentales o privados extranjeros tengan de conservar tales repositorios de datos, así como de mantener el acceso abierto a los mismos. Por otro lado, esta falta de pertenencia y potestad sobre datos de biodiversidad es una debilidad de nuestro país al sentarse en foros internacionales a discutir estos temas. Un ejemplo emergente es la discusión internacional sobre los datos de la biodiversidad en los océanos.

## ACTORES RELEVANTES

Se deberá determinar quiénes son los actores relevantes para la gobernanza, toma de decisiones y manejo sobre los datos de la biodiversidad. Entre los actores relevantes destacan los responsables de generar y ejecutar políticas públicas, investigadores, académicos y la ciencia ciudadana, entre otros. Los actores deberán cumplir roles específicos dentro del marco que se proponga.

## SENSIBILIDAD Y PROTECCIÓN

La sensibilidad de un dato se refiere al nivel de confidencialidad que este dato merece. La clasificación de datos ayuda a categorizar y registrar su confidencialidad. Las categorías de confidencialidad de datos pueden, luego ser utilizadas, guiar decisiones sobre su acceso, uso, intercambio, creación de reportes y seguimiento.

### Determinación de la sensibilidad de los datos

Un organismo, comité o mesa de trabajo integrada por los actores relevantes deberá ser designada por el Estado con el fin de generar protocolos, según estándares internacionales, para la toma de decisiones sobre la sensibilidad de un dato de biodiversidad generado por las diversas entidades participantes antes de ser incorporado al catálogo estable. Ya existen ejemplos de tales protocolos en Estados Unidos y la Comunidad Europea (Convenio de Aarhus).<sup>46</sup>

### Datos abiertos y accesibilidad

Los datos abiertos son aquellos datos no confidenciales que ayudan a la generación de conocimiento y evidencia para la toma de decisiones. Tales datos requieren la generación de una infraestructura (véase el apartado «Generación de infraestructura y servicios») para su tratamiento, capitalización (véase apartado «Capitalización de la información de los datos de la biodiversidad») y movilización bajo los protocolos que se establecen (véase apartado «Generación de protocolos para el intercambio de datos»).

### Datos sensibles y la generación de infraestructura para su protección

Los datos considerados como sensibles o confidenciales debieran estar resguardados del acceso público. Por ejemplo, es factible incorporar la causal de reserva referida a datos sensibles de biodiversidad en la Ley 20.285 sobre Transparencia y Acceso Público. No obstante, deberá existir una infraestructura física o digital que proteja, mantenga y monitoree tales datos para que estén disponibles en cualquier momento que el Estado requiera para la toma de decisiones basadas en evidencia frente al cambio climático.

46 «Convención sobre el Acceso a la Información, la Participación del Público en la Toma de Decisiones y el Acceso a la Justicia en Asuntos Ambientales», United Nations Economic Commission for Europe, ECE/CEP/INFORMAL/1999/1, <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/pp/documents/cep43s.pdf>.



## CAPITALIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN DE LOS DATOS DE LA BIODIVERSIDAD

Capitalización se refiere a poder llevar a cabo funciones y tareas que permitan al Estado, en cualquier momento, tomar las medidas necesarias, basadas en evidencia, frente a un cambio en un escenario incierto como es el cambio climático. Tales funciones y tareas se refieren a:

- › Generar nuevos datos con estándares internacionales.
- › Incorporar datos de otras colecciones y portales para centralizar y agregar la información que se genera localmente por necesidades locales o específicas.
- › Digitalizar información de datos de colecciones de biodiversidad ya existentes para generar información accesible digitalmente. Ejemplos son el Programa de Regulación Ambiental 2018-2019 del MMA, la Prioridad Programática en Biodiversidad y el Programa de Fortalecimiento de Colecciones Biológicas.<sup>47</sup>
- › Estrategia Nacional de Biodiversidad, ámbito temático: Conservación de especies nativas, meta 3.1 (MMA, 2018).

Para ello, se requerirá generar los protocolos pertinentes:

- › Integrar datos o bases de datos para mejorar la calidad de la información sobre la biodiversidad y facilitar el acceso global.
- › Mantener y curar los datos con estándares internacionales y a largo plazo, así como asegurar y mantener la interoperabilidad de las bases de datos a lo largo del tiempo.
- › Proteger los datos que así lo requieran, según la disposición de los actores u organismos designados (véase el apartado «Sensibilidad y protección» en este capítulo).
- › Generar protocolos de trazabilidad de los datos que permitan el seguimiento digital de los datos de libre acceso nacionales.
- › Compartir los datos por canales seguros según protocolos que deberán establecerse según sea la naturaleza del solicitante y del dato (véanse los apartados «Generación de protocolos para el intercambio de datos» y «Sensibilidad y protección»).
- › Compartir los datos en plataformas internacionales según los protocolos establecidos para contribuir al esfuerzo internacional de generar bases de datos primarios de biodiversidad (*primary biodiversity data records*). Algunos mecanismos y antecedentes son la Ley 19.300, artículo 70, literal d), «velar por el cumplimiento de las convenciones internacionales en que Chile sea parte en materia ambiental, y ejercer la calidad de contraparte administrativa, científica o técnica de tales convenciones, sin perjuicio de las facultades del Ministerio de Relaciones Exteriores»; y el GBIF Memorandum of Understanding.<sup>48</sup>
- › Analizar volúmenes de datos según lo soliciten y requieran ministerios, agencias y otras dependencias del Estado para generar instrumentos necesarios para hacer frente al cambio climático.
- › Generar convenios estratégicos con centros de infraestructura crítica que permitan el almacenamiento y tratamiento de los datos de biodiversidad, como el National Laboratory for High Performance Computing (NLHPC), y que tengan la capacidad de incorporar las últimas tecnologías en herramientas de integración y análisis de datos de diversidad y su relación con el medio ambiente que los alberga en situaciones como el cambio climático.

## GENERACIÓN DE INFRAESTRUCTURA Y SERVICIOS

Será necesario dotar a los actores relevantes que se designen de una infraestructura y capital humano con determinadas características, capacidades y facultades para la capitalización de la información. Se deben considerar acuerdos estratégicos o mandar a otras instituciones del Estado o instituciones privadas, como centros de excelencia, universidades, institutos de investigación y empresas especializadas, que permitan dar la velocidad que requiere la capitalización de la información, como el cálculo de alto rendimiento, la aplicación de técnicas modernas de análisis y la manipulación de grandes volúmenes de datos, entre otros.

47 «Aprueba Normas Mínimas Nacionales sobre Evaluación, Calificación y Promoción y Deroga los Decretos Exentos 511 de 1997, 112 de 1999 y 83 de 2001, Todos del Ministerio de Educación», Diario Oficial de la República de Chile, 31 de diciembre de 2018, <https://www.diariooficial.interior.gob.cl/publicaciones/2018/12/31/42242/01/1521939.pdf>.

48 «La red GBIF», Global Biodiversity Information Facility, <https://www.gbif.org/es/the-gbif-network>.



## FINANCIAMIENTO

Para una ejecución garantizada de un plan para datos de biodiversidad, y en particular las tareas mencionadas en los apartados «Capitalización de la información de los datos de la biodiversidad» y «Generación de infraestructura y servicios», será necesaria una asignación presupuestaria estable y pertinente, de forma tal que el Estado pueda tener datos en cualquier momento y tomar medidas basadas en evidencia actualizada frente a cualquier cambio en un escenario incierto, como lo es el cambio climático. Por otra parte, será necesario continuar la investigación en el ámbito específico de la generación, integración y tratamiento de la información útil y relevante a la biodiversidad. Para esto, se propone el desarrollo de un programa amplio de fondos concursables que permita, por ejemplo, no solo acortar las brechas que aún existen entre las diferentes colecciones, catálogos y bases de datos existentes, sino también el desarrollo de tecnologías e innovación en la ciencia de datos para la biodiversidad u otras ciencias con impacto en el área de la biodiversidad y su relación con el medio ambiente. Esto significa el financiamiento efectivo del desarrollo de algoritmos, métodos y modelos de análisis del almacenamiento, privacidad e interconexión de tipos de datos en su proceso de generación de información relevante en escenarios de cambio climático, además de técnicas de cálculo de alto rendimiento para generar simulaciones de gran escala. Los fondos concursables deberían contener en sus bases el tratamiento que se le debe dar a los datos generados (véase a continuación el punto relativo a protocolos de intercambio entre servicios públicos o generados con fondos públicos).

## GENERACIÓN DE PROTOCOLOS PARA EL INTERCAMBIO DE DATOS

Estos protocolos se refieren a la manera metódica bajo la cual se han de compartir y transferir los datos de la biodiversidad que podrán ser sujetos de diferentes niveles de confidencialidad, además de poseer limitaciones en su uso o finalidad. Para favorecer la generación de conocimiento, el agregado de los datos existentes y la toma de decisiones basadas en evidencia, se propone generar protocolos diferentes según sea la índole del solicitante:

- › Protocolos de intercambio entre servicios públicos o generados con fondos públicos.
- › Protocolos de intercambio entre públicos y privados, considerando el rol y naturaleza del privado solicitante.
- › Protocolos de intercambio con organismos internacionales.

## TRATADOS INTERNACIONALES

Los tratados internacionales sobre las políticas, gobernanza y tratamiento de los datos de la biodiversidad apuntan a: i) favorecer la movilización de los datos de la biodiversidad —movilización se refiere a generar bases de datos masivas e internacionales, agregar bases de datos existentes, y promover el acceso y la interoperabilidad de bases de datos a nivel mundial—; ii) remover obstáculos legales para la movilización y capitalización de los datos de la biodiversidad; y iii) cambiar paradigmas de los Estados y la ciudadanía frente a los datos de la biodiversidad.

Actualmente, Chile es firmante de varios tratados internacionales sobre la materia. Como signatario del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), el país podría avanzar hacia el cumplimiento de la meta 19 de Aichi, que señala:

*Para 2020, se habrá avanzado en los conocimientos, la base científica y las tecnologías referidas a la diversidad biológica, sus valores y funcionamiento, su estado y tendencias, y las consecuencias de su pérdida, y tales conocimientos y tecnologías serán ampliamente compartidos, transferidos y aplicados.*

Asimismo, y como país miembro de OCDE, la Evaluación de Desempeño Ambiental de Chile señala que en la última década se ha avanzado en la generación de conocimiento sobre diversidad biológica y las presiones de las que es objeto, se han evaluado los ecosistemas terrestres y registrado humedales y áreas protegidas, entre otros logros. Sin embargo, siguen existiendo vacíos de información sobre el estado de conservación de especies y ecosistemas, y del valor de la diversidad biológica. Chile también es signatario de GBIF, por lo que se compromete a dar acceso a la información de biodiversidad de que disponga el país a través del uso de es-



tándares internacionales. Los tratados como el Acuerdo de Escazú<sup>49</sup> y el Protocolo de Nagoya<sup>50</sup> favorecen el acceso, la capitalización y protección internacional de los datos de la biodiversidad promoviendo entre los firmantes mejores políticas, toma de decisiones y justicia frente al cambio climático. Debido a que actualmente Chile no es firmante de estos dos últimos tratados, recomendamos se discuta al más alto nivel el firmarlos.

## POLÍTICA OCEÁNICA NACIONAL

Chile se encuentra comprometido con la protección, conservación y uso sostenible de la biodiversidad marina. A su vez, reconoce al cambio climático como una realidad a nivel nacional e internacional, por lo que considera oportuno desarrollar acciones concretas de mitigación, vía la reducción o captación de emisiones de efecto invernadero y la adaptación a los efectos que este proceso produce. En función de lo anterior se promulgó, en marzo de 2018, la Política Oceánica Nacional (PON) (Decreto 74 del Ministerio de Relaciones Exteriores). Esta política tiene por objetivo armonizar y dar coherencia a las materias oceánicas generales y específicas catalizando la acción del Estado, en coordinación con la comunidad y el sector privado, y apunta a dar cumplimiento, hacia el año 2030, al Objetivo de Desarrollo Sustentable número 14 y a los demás objetivos directamente vinculados al mismo. Se apunta a contar con un océano saludable impulsando una política de protección y conservación de la biodiversidad que alberga. Se le reconoce como un benefactor en lo económico, que debiera permitir actividades seguras, formativas y académicas en lo social, inspirador en lo cultural y predecible tanto en sus fenómenos naturales como antropogénicos.

En su objetivo de conservación de la biodiversidad marina, la PON se enmarca en la Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030, cuyo ámbito marino contempla objetivos, actividades y metas dirigidas: i) al uso sustentable de la biodiversidad marina para el bienestar humano; ii) al desarrollo de la conciencia, la participación, la información y el conocimiento sobre la biodiversidad marina como base del bienestar de la población; iii) el desarrollo de una institucionalidad robusta, buena gobernanza, y distribución justa y equitativa de los beneficios de la biodiversidad; iv) a insertar objetivos de biodiversidad en políticas, planes y programas de los sectores públicos y privados; y v) tanto a proteger como a restaurar la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

Se recomienda que la PON tenga un enfoque integrado, lo que implica que las políticas sectoriales deberán ser subsidiarias de sus principios y normas, es decir, que los objetivos, programas y medidas (políticas) para la gestión del medio marino y sus recursos se elaboren de tal manera que los diferentes objetivos, programas y medidas sean coherentes entre sí en los distintos sectores.

En vista de la urgencia causada por el cambio climático, recomendamos que se dé valor particular al desarrollo de capacidades y de transferencia de tecnología en temas de biodiversidad marina y estudio de los océanos, y que se promueva fuertemente la cooperación con el propósito de compartir de manera justa y equitativa los datos de biodiversidad marinos, en particular genéticos, satelitales y de condiciones de medio ambiente. A partir de estas acciones se recomienda el desarrollo de un plan ambicioso de monitoreo del océano que involucre todas las capas de integración y análisis de datos discutida en este texto, y permita desde el monitoreo del océano generar índices de su salud, pero a la vez entender consecuencias del cambio climático y sus proyecciones. Por otra parte, esta será una contribución real de Chile al entendimiento en tiempo real del estado del patrimonio común de la humanidad en los océanos. El Estado de Chile debería hacerse parte de los esfuerzos de la comunidad internacional para salvaguardar la biodiversidad marina a través de un acuerdo ambicioso, integral, inclusivo, justo y equitativo para la alta mar, que representa la mitad de nuestro planeta azul, lo que determinará en parte la posibilidad de nuestro futuro en la Tierra.

49 «Acuerdo Regional sobre el Acceso a la Información, la Participación Pública y el Acceso a la Justicia en Asuntos Ambientales en América Latina y el Caribe», Naciones Unidas, <https://www.cepal.org/es/acuerdodeescazu>.

50 «Protocolo de Nagoya sobre Acceso a los Recursos Genéticos y Participación Justa y Equitativa en los Beneficios que se Deriven de su Utilización al Convenio sobre la Diversidad Biológica», Naciones Unidas, <https://www.cbd.int/abs/doc/protocol/nagoya-protocol-es.pdf>.

## REFERENCIAS

- Armesto, J. J., D. Manuschevich, A. Mora, C. Smith-Ramírez, 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(2): 148-160. doi: 10.1016/j.landusepol.2009.07.006.
- Bendix, J., J. Nieschulze y W. K. Michener (2012). «Data Platforms in Integrative Biodiversity Research». *Ecological Informatics* 11: 1-4. doi: 10.1016/j.ecoinf.2012.04.001.
- Bruelheide, H., J. Dengler, O. Purschke *et al.* (2018). «Global Trait: Environment Relationships of Plant Communities». *Nature Ecology & Evolution* 2(12): 1.906-1.917. doi: 10.1038/s41559-018-0699-8.
- Carradec, Q., E. Pelletier, C. Da Silva *et al.* (2018). «A Global Ocean Atlas of Eukaryotic Genes». *Nature Communications* 9(1). doi: 10.1038/s41467-017-02342-1.
- Castillo, A. G., D. Alò, 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. doi: 10.7717/peerj.4907.
- Cavicchioli, R., W. J. Ripple, K. N. Timmis *et al.* (2019). «Scientists' Warning to Humanity: Microorganisms and Climate Change». *Nature Reviews Microbiology* 17(9): 569-586. doi: 10.1038/s41579-019-0222-5.
- Chase, M. W., N. S. Salamin, M. Wilkinson, J. M. Dunwell, R. P. Kesanakurthi, N. Haidar y V. Savolainen (2005). «Land Plants and DNA Barcodes: Short-term and Long-term goals». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360(1.462): 1.889-1.895. doi: 10.1098/rstb.2005.1720.
- Collins, S. L., L. Bettencourt, A. Hagberg *et al.* (2006). «New Opportunities in Ecological Sensing Using Wireless Sensor Networks». *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(8): 402-407. doi: 10.1890/1540-9295(2006)4[402:NOIESU]2.0.CO;2.
- Côté, I. M. y E. S. Darling (2010). «Rethinking Ecosystem Resilience in the Face of Climate Change». *PLOS Biology* 8(7), e1000438. doi: 10.1371/journal.pbio.1000438.
- Cushman, S. A. y F. Huettmann (editores) (2010). *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation*. Tokio: Springer. doi: 10.1007/978-4-431-87771-4.
- Dennis, B., R. A. Desharnais, J. M. Cushing, S. M. Henson y R. F. Costantino (2003). «Can Noise Induce Chaos?». *Oikos* 102(2): 329-339. doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12387.x.
- Elith, J. y J. R. Leathwick (2009). «Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40(1): 677-697. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.
- Foster, J. R., A. O. Finley, A. W. D'Amato, J. B. Bradford y S. Banerjee (2016). «Predicting Tree Biomass Growth in the Temperate-boreal Ecotone: Is Tree Size, Age, Competition, or Climate Response Most Important?». *Global Change Biology* 22(6): 2.138-2.151. doi: 10.1111/gcb.13208.
- Franklin, J. (2009). *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Froese, R. y D. Pauly (2000). *FishBase 2000: Concepts Designs and Data Sources*. Vancouver: WorldFish.
- Gaüzère, P., L. Lønsmann Iversen, J. Barnagaud, J. Svenning y B. Blonder (2018). «Empirical Predictability of Community Responses to Climate Change». *Frontiers in Ecology and Evolution* 6, 186: 1-16. doi: 10.3389/fevo.2018.00186.
- Gibb, R., E. Browning, P. Glover Kapfer y K. E. Jones (2019). «Emerging Opportunities and Challenges for Passive Acoustics in Ecological Assessment and Monitoring». *Methods in Ecology and Evolution* 10(2): 169-185. doi: 10.1111/2041-210X.13101.
- González-Salazar, C., C. R. Stephens y P. A. Marquet (2013). «Comparing the Relative Contributions of Biotic and Abiotic Factors as Mediators of Species' Distributions». *Ecological Modelling* 248: 57-70. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.10.007.
- Guidi, L., S. Chaffron, L. Bittner *et al.* (2016). «Plankton Networks Driving Carbon Export in the Oligotrophic Ocean». *Nature* 532: 465-470. doi: 10.1038/nature16942.
- Guisan, A., W. Thuiller y N. E. Zimmermann (2017). *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hebert, P. D. N., A. Cywinska, S. L. Ball y J. R. deWaard (2003). «Biological Identifications Through DNA Barcodes». *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences* 270(1.512): 313-321. doi: 10.1098/rspb.2002.2218.
- Hinchliff, C. E., S. A. Smith, J. F. Allman *et al.* (2015). «Synthesis of Phylogeny and Taxonomy into a Comprehensive Tree of Life». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(41): 12.764-12.769. doi: 10.1073/pnas.1423041112.
- Jetz, W., M. A. McGeoch, R. Guralnick *et al.* (2019). «Essential Biodiversity Variables for Mapping and Monitoring Species Populations». *Nature Ecology & Evolution* 3: 539-551. doi: 10.1038/s41559-019-0826-1.
- Kattge, J., S. Díaz, S. Lavorel *et al.* (2011). «TRY: A global Database of Plant Traits». *Global Change Biology* 17(9): 2.905-2.935. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x.
- Kearney, M. y W. Porter (2009). «Mechanistic Niche Modelling: Combining Physiological and Spatial Data to Predict Species' Ranges». *Ecology Letters* 12(4): 334-350. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x.
- Kissling, D., R. Walls, A. Bowser *et al.* (2018). «Towards Global Data Products of Essential Biodiversity Variables on Species Traits». *Nature Ecology & Evolution* 2(10): 1.531-1.540. doi: 10.1038/s41559-018-0667-3.

## REFERENCIAS

- Lapp, H., R. A. Morris, T. Catapano, D. Hobern y N. Morrison (2011). «Organizing Our Knowledge of Biodiversity». *Bulletin of the American Society for Information Science and Technology* 37(4): 38-42. doi: 10.1002/bult.2011.1720370411.
- Mäkelä, A. (1986). «Implications of the Pipe Model Theory on Dry Matter Partitioning and Height Growth in Trees». *Journal of Theoretical Biology* 123(1): 103-120. doi: 10.1016/S0022-5193(86)80238-7.
- Malcolm, J. R., C. Liu, R. P. Neilson, L. Hansen y L. Hannah (2006). «Global Warming and Extinctions of Endemic Species from Biodiversity Hotspots». *Conservation Biology* 20(2): 538-548. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00364.x.
- Marquet, P. A., G. Espinoza, S. R. Abades, A. Ganz y R. Rebolledo (2017). «On the Proportional Abundance of Species: Integrating Population Genetics and Community Ecology». *Scientific Reports* 7(1), 16.815. doi: 10.1038/s41598-017-17070-1.
- Matetski, K., J. Quastel y D. Remenik (2016). «The KPZ Fixed Point». ArXiv:1701.00018 [Math-Ph]. <http://arxiv.org/abs/1701.00018>.
- McGrady-Steed, J., P. M. Harris y P. J. Morin (1997). «Biodiversity Regulates Ecosystem Predictability». *Nature* 390: 162-165. doi: 10.1038/36561.
- Michener, W. K., J. H. Beach, M. B. Jones et al. (2007). «A Knowledge Environment for the Biodiversity and Ecological Sciences». *Journal of Intelligent Information Systems* 29(1): 111-126. doi: 10.1007/s10844-006-0034-8.
- Michener, W. K. y M. B. Jones (2012). «Ecoinformatics: Supporting Ecology as a Data-intensive Science». *Trends in Ecology & Evolution* 27(2): 85-93. doi: 10.1016/j.tree.2011.11.016.
- Millennium Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being*. Washington D.C.: Island Press.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente de Chile (2018). *Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030*. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente. [https://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/Estrategia\\_Nac\\_Biodiv\\_2017\\_30.pdf](https://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/Estrategia_Nac_Biodiv_2017_30.pdf).
- Moritz, C. y C. Cicero (2004). «DNA Barcoding: Promise and Pitfalls». *PLoS Biology* 2(10), e354. doi: 10.1371/journal.pbio.0020354.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y J. Kent (2000). «Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities». *Nature* 403, 853-858. doi: 10.1038/35002501.
- Ohlemüller, R., B. J. Anderson, M. B. Araújo, S. H. M. Butchart, O. Kudrna, R. S. Ridgely, C. D. Thomas (2008). «The Coincidence of Climatic and Species Rarity: High risk to Small-range Species from Climate Change». *Biology Letters* 4(5): 568-572. doi: 10.1098/rsbl.2008.0097.
- Pereira, H. y H. D. Cooper (2006). «Towards the Global Monitoring of Biodiversity Change». *Trends in Ecology & Evolution* 21(3): 123-129. doi: 10.1016/j.tree.2005.10.015.
- Pereira, H. M., S. Ferrier, M. Walters et al. (2013). «Essential Biodiversity Variables». *Science* 339(6.117): 277-278. doi: 10.1126/science.1229931.
- Reiche, K. (1911). *Estudios críticos de la flora de Chile*. Santiago.
- Reichman, O. J., M. B. Jones y M. P. Schildhauer (2011). «Challenges and Opportunities of Open Data in Ecology». *Science* 331(6.018): 703-705. doi: 10.1126/science.1197962.
- Salas, C., A. R. Stage y A. P. Robinson (2008). «Modeling Effects of Overstorey Density and Competing Vegetation on Tree Height Growth». *Forest Science* 54(1): 107-122.
- Salas-Eljatib, C., A. Fuentes-Ramírez, T. G. Gregoire, A. Altamirano y V. Yaitul (2018). «A Study on the Effects of Unbalanced Data when Fitting Logistic Regression Models in Ecology». *Ecological Indicators* 85: 502-508. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.10.030.
- Salas-Eljatib, C. y A. R. Weiskittel (2018). «Evaluation of Modeling Strategies for Assessing Self-thinning Behavior and Carrying Capacity». *Ecology and Evolution* 8(22): 10.768-10.779. doi: 10.1002/ece3.4525.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. Foley, C. Folke y B. Walker (2001). «Catastrophic Shifts in Ecosystems». *Nature* 413: 591-596. doi: 10.1038/35098000.
- Smith, S. A. y J. W. Brown (2018). «Constructing a Broadly Inclusive Seed Plant Phylogeny». *American Journal of Botany* 105(3): 302-314. doi: 10.1002/ajb2.1019.
- Steenweg, R., M. Hebblewhite, R. Kays et al. (2017). «Scaling-up Camera Traps: Monitoring the Planet's Biodiversity with Networks of Remote Sensors». *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(1): 26-34. doi: 10.1002/fee.1448.
- Tabak, M. A., M. S. Norouzzadeh, D. W. Wolfson et al. (2019). «Machine Learning to Classify Animal Species in Camera Trap Images: Applications in Ecology». *Methods in Ecology and Evolution* 10(4): 585-590. doi: 10.1111/2041-210X.13120.
- Travis, J. M. J. (2003). «Climate Change and Habitat Destruction: A Deadly Anthropogenic Cocktail». *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences* 270(1.514): 467-473. doi: 10.1098/rspb.2002.2246.
- Wilson, E. O. (1999). *The Diversity of Life*. Nueva York: WW Norton & Company.



MESA  
BIODIVERSIDAD



COP25  
CHILE  
2019

COMITÉ  
CIENTÍFICO  
DE CAMBIO  
CLIMÁTICO