



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^{1,2} y Aníbal Pauchard^{3,2}

Coautores

Diego Alarcón³, Juan Armesto^{4,2}, Francisco Bozinovic^{4,5}, Ramiro Bustamante^{1,2}, Cristián Echeverría^{3,6}, Sergio A. Estay^{7,5}, Rafael A. García^{3,2}, Aurora Gaxiola^{4,5}, Marcelo Miranda^{4,5}, Patricio Pliscoff⁴, Daniel Rozas⁸, Christian Salas-Eljatib^{9,10}, Ricardo Rozzi^{11,2}

- 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

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

Resumen ejecutivo	7
Situación global	9
Situación local	11
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
Brechas en la información científica:	
Desafíos y recomendaciones de políticas públicas	33
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
Referencias	39

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 ₂	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 ₂	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 ₂	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 CO₂ 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%)
Especies que perderán más de la mitad de su rango de distribución		
Insectos	6%	18%
Plantas	8%	16%
Vertebrados	4%	8%

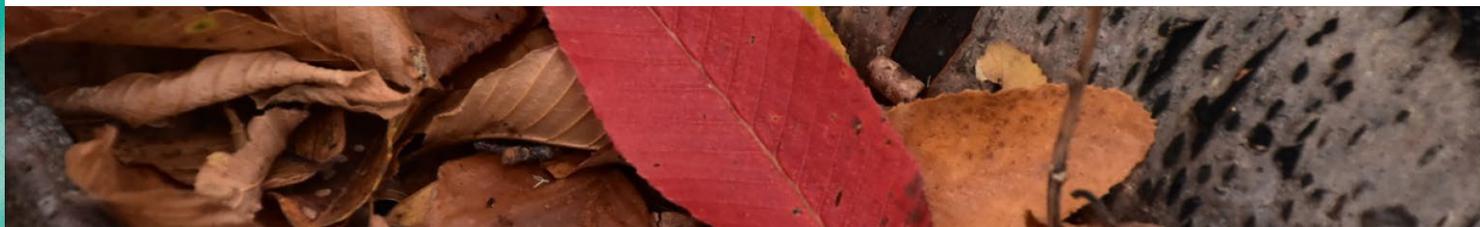
Tabla 1. Predicciones del IPCC.
Fuente: IPCC (2018b).

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 CO₂ 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 CO₂ 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 CO₂ 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).

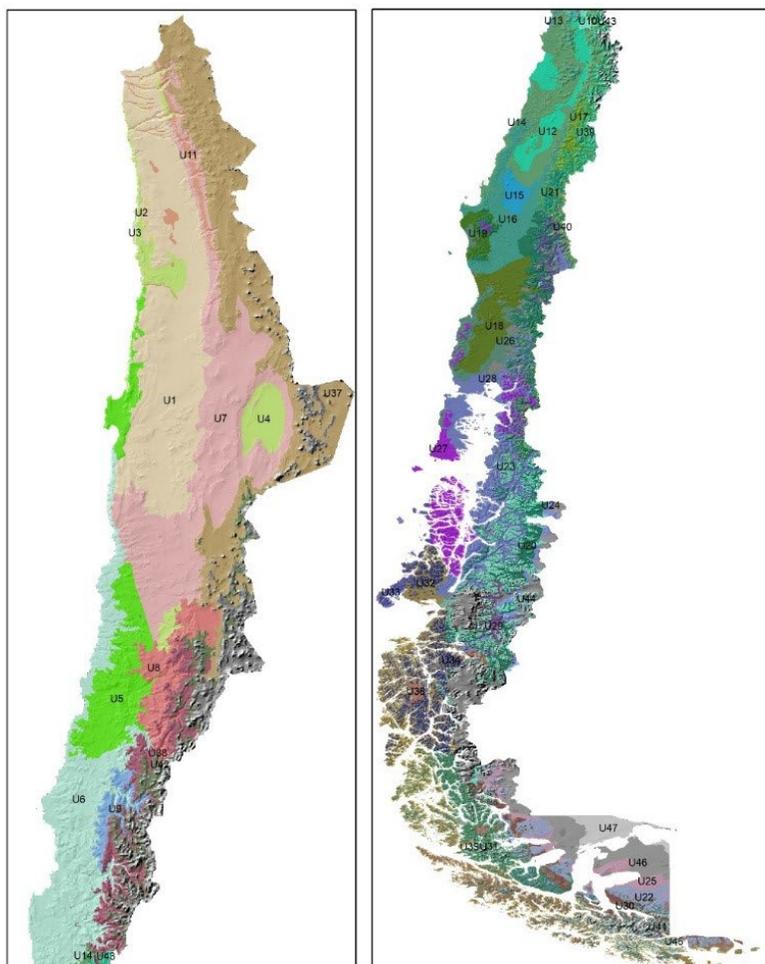


Figura 1. Diversidad de ecosistemas en Chile. Fuente: Basado en Luebert y Pliscoff (2017). Los nombres de las 47 unidades reconocidas y sus superficies potenciales pueden encontrarse en el Anexo 1.

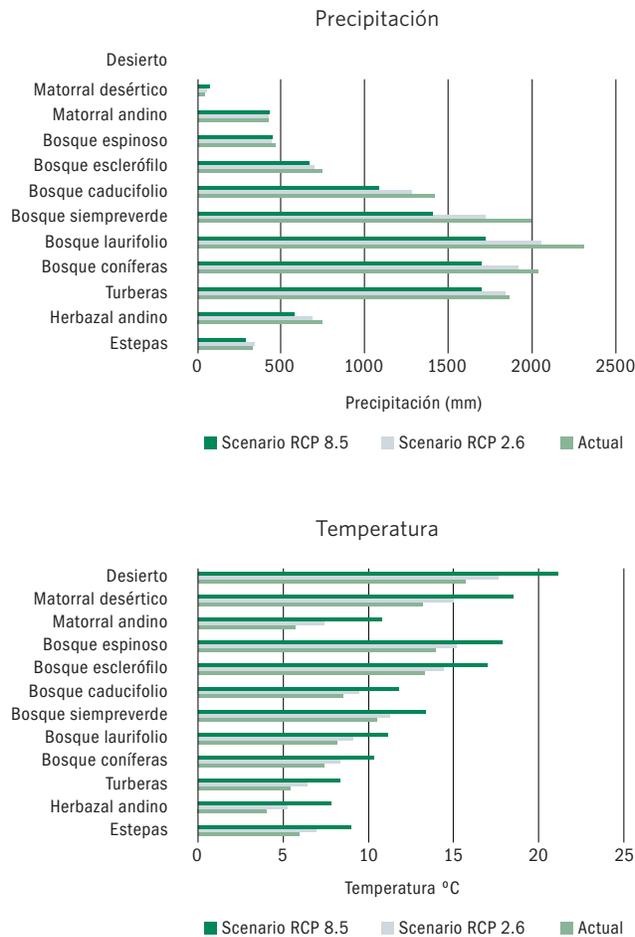


Figura 2. Valores de temperatura media anual y precipitación anual actuales y para dos escenarios de emisiones de CO₂ (RCP 2.6 y RCP 8.5) según la ubicación actual de diferentes ecosistemas chilenos. Fuente: Elaboración propia. Véase Anexo 2 para detalles de los escenarios RCP de emisiones de CO₂. Los 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,¹ 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-



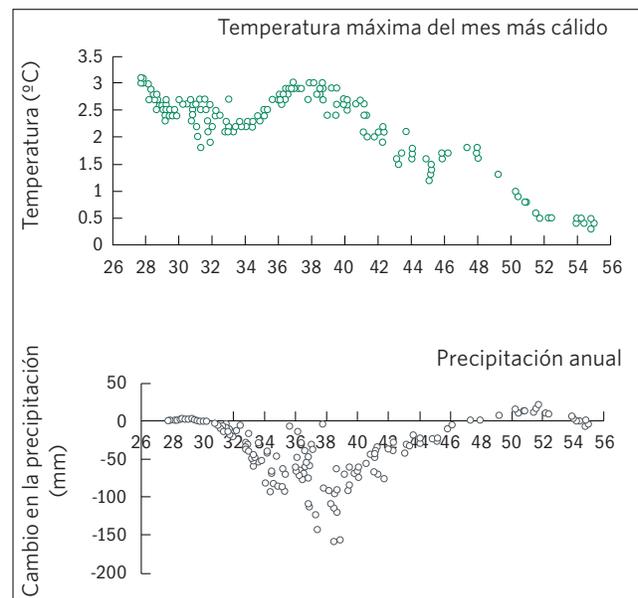
Figura 4. Efecto de la megasequía en el follaje de litre (*Lithrea caustica*) en el valle de Santiago. Fuente: Marcelo Miranda.

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».² 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.³ 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)⁴ 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).⁵ Es probable que algunas

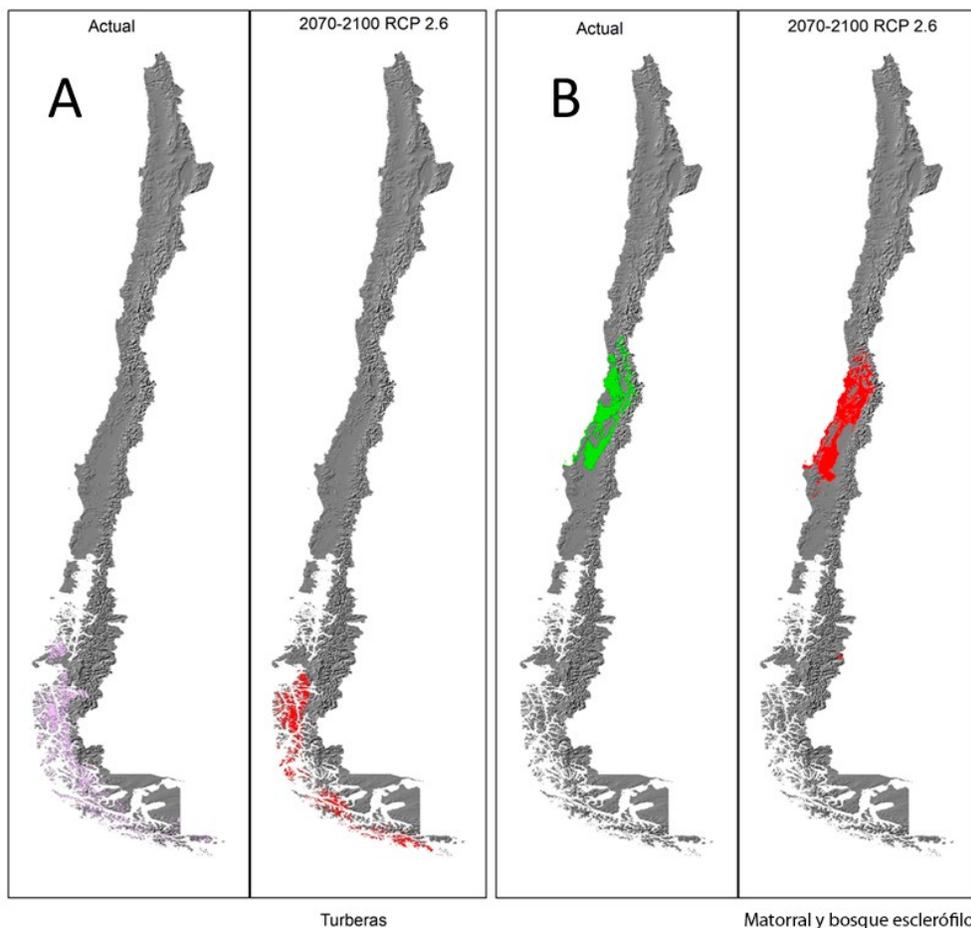


Figura 8. Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de algunos ecosistemas de Chile de aquí a los años 2070-2100 bajo un escenario moderado de CC (RCP 2.6). Fuente: Las superficies potenciales actuales de los ecosistemas provienen de Luebert y Pliscoff (2017). A) turberas subantárticas; B) bosque 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».

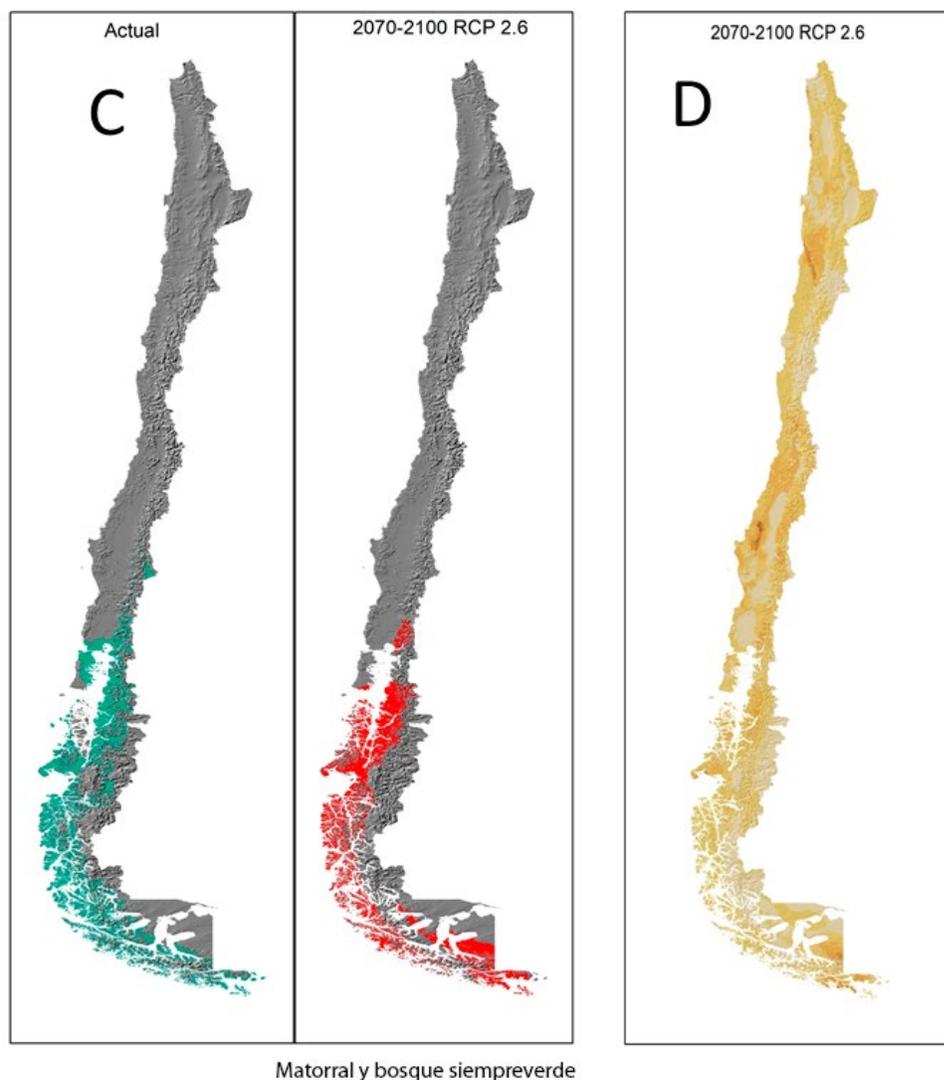


Figura 8, continuación. Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de algunos ecosistemas de Chile de aquí a los años 2070-2100 bajo un escenario moderado de CC (RCP 2.6).

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.

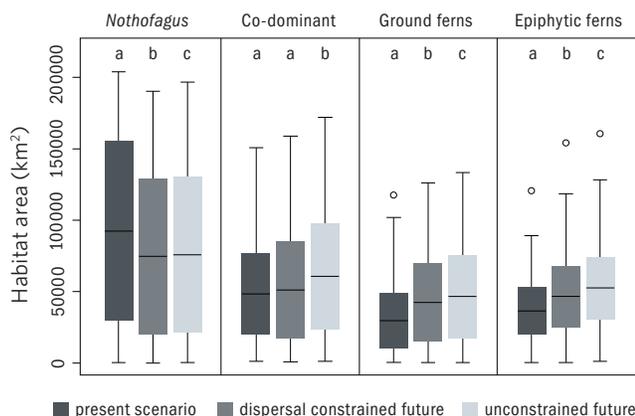


Figura 9. Área de hábitat para especies de los bosques de *Nothofagus* en el presente y futuro bajo el escenario CSIRO MK2 B2A. Fuente: Alarcón y Cavieres (2015). El escenario CSIRO MK2 B2A considera un aumento de temperatura entre 1,84 °C a 2,05 °C al año 2050, y se basa en una concentración de CO₂ 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.

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 CO₂ 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 CO₂, 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.

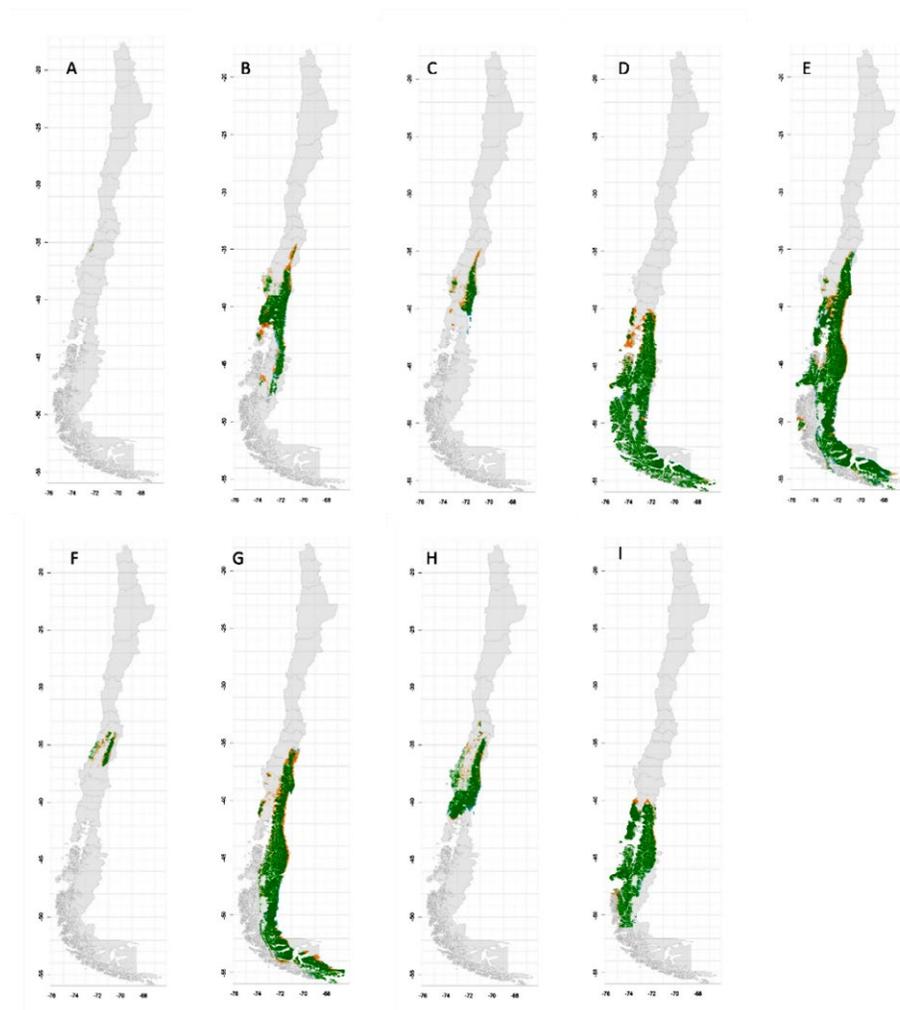


Figura 10. Cambios en las distribuciones de especies *Nothofagus* a una resolución espacial de 30 arc segundos futuro bajo escenario CSIRO MK2 B2A. Fuente: Basados en datos originales analizados en Alarcón y Cavieres (2015, 2018). Especies: A) *N. alessandrii*; B) *N. dombeyi*; C) *N. alpina*; D) *N. 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 CO₂ 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. 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 CO₂ (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 CO₂ 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

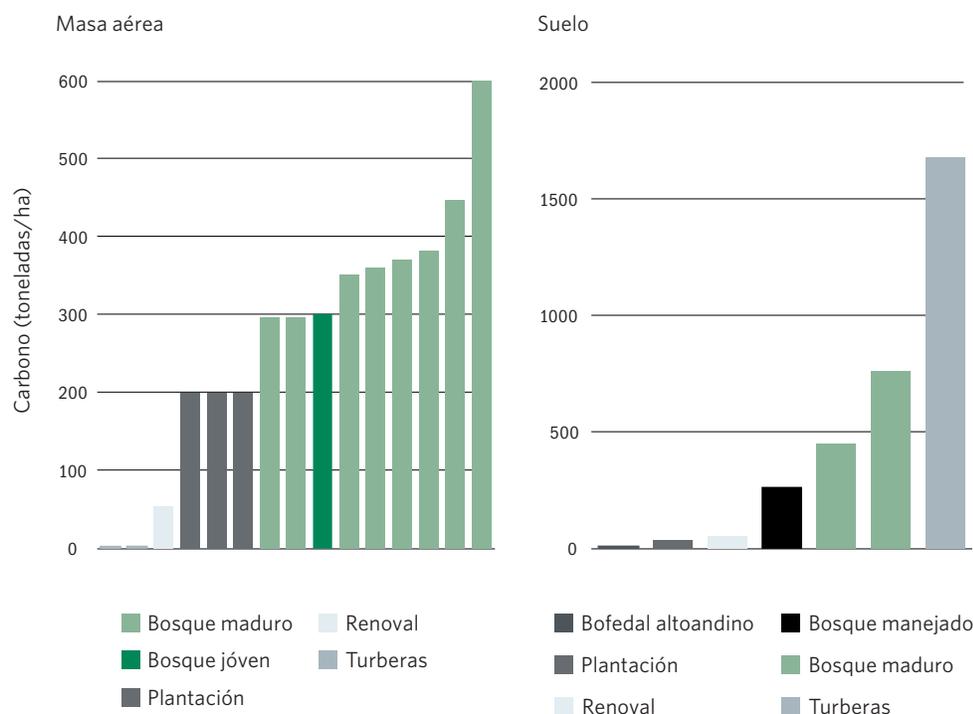


Figura 11. Diferencias en los reservorios de carbono en distintos ecosistemas de Chile y plantaciones de especies exóticas. A) Valores de carbono en toneladas por hectárea medido en la biomasa aérea; B) valores de carbono en toneladas por hectárea medido en el suelo a 5-20 cm de profundidad. Los valores 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 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 t ha^{-1}) que el medido en una plantación de pino (170 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 t ha^{-1} para el bosque siempreverde y 288 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 aladañas (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 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 CO₂ (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

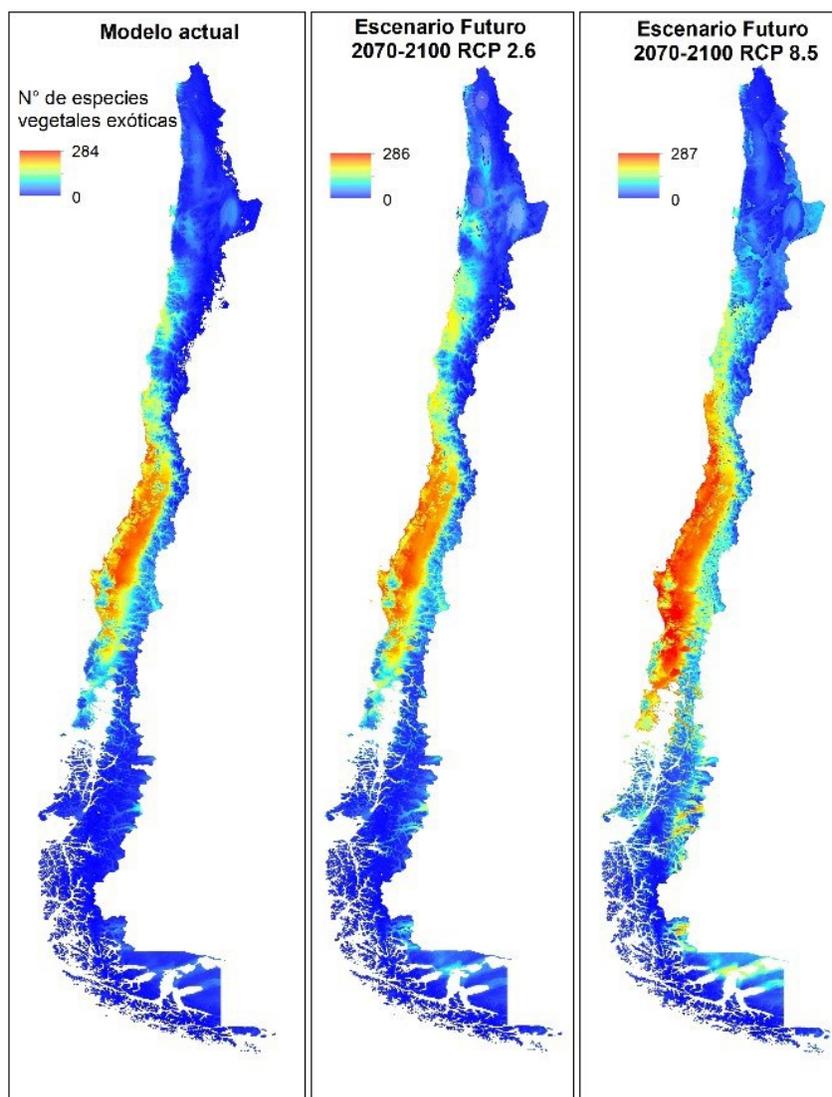


Figura 12. Cambios en las áreas potenciales de distribución para especies de plantas exóticas bajo cambio climático basado en el modelamiento del nicho climático de las especies. Fuente: Elaboración propia. Los análisis se basan en las predicciones de clima del GCM HADGEM2_ES. La base de datos para las 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 micorrícicos invasores que han sido capaces de adaptarse a nuevos hospederos —por ejemplo, especies micorrícicas 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 montaños (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.⁶

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).⁷ 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).⁸

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 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 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 (Figueroa 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.

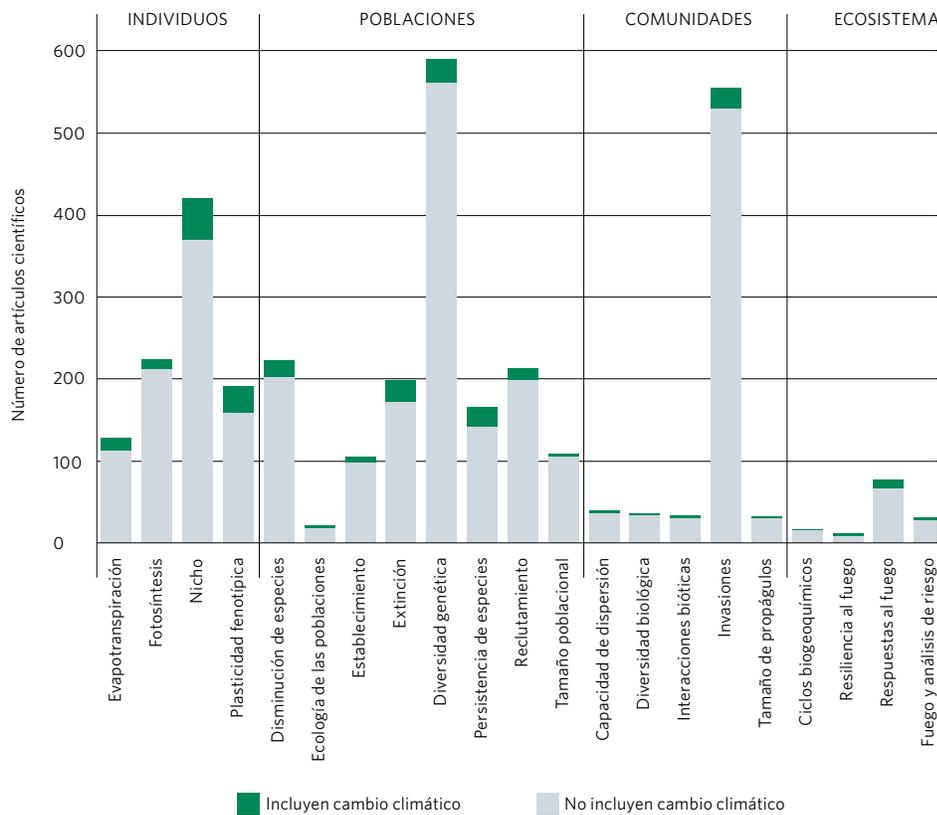


Figura 14. Número de trabajos en WoS (desde 2000) en áreas de ecología que son relevantes para conocer los impactos del CC en la biodiversidad. Fuente: Elaboración propia a partir de una búsqueda usando las palabras mostradas en el eje X junto con «Chile». En una segunda vuelta se agregó «cambio climático» (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)⁹ y el Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales (Simef)¹⁰ 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 Áridas¹¹ 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).¹²

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

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

⁹ «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/>.

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

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

¹² Sitio web de International Long Term Ecological Research Network, disponible en 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. Aplín, 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. Chacón 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. Garraud, 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). «CO₂ 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 coinventing 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. Duker (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 CO₂ 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. Tadesse (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 ²)
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 ²)
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 CO₂

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).

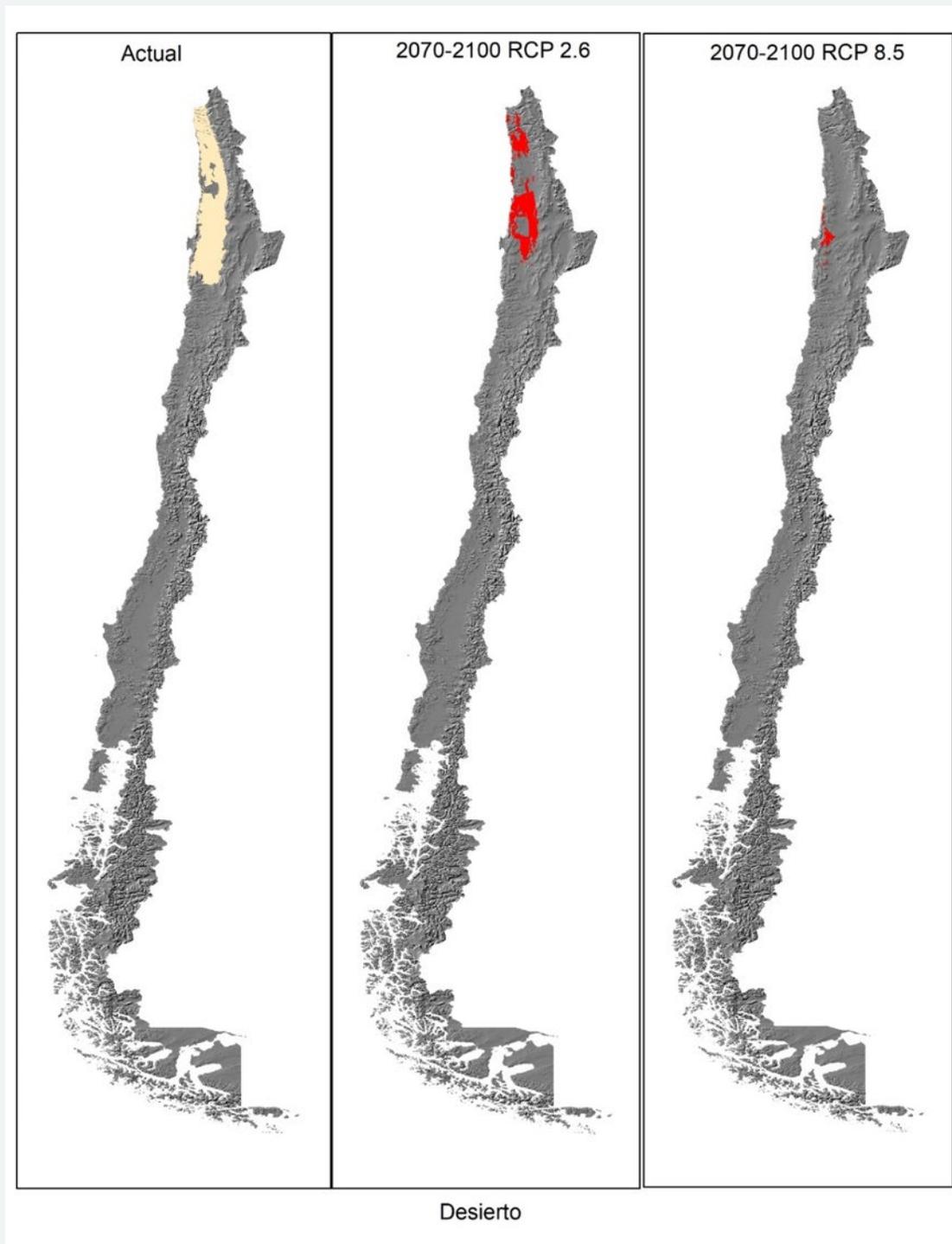
La mayoría de los ecosistemas de Chile (áridos, semiáridos, mediterráneos y templados) tienen una estrecha relación con las condiciones de humedad del suelo de verano, las que dependen en última instancia de la precipitación recibida en invierno, las temperaturas de primavera y verano (Gutiérrez *et 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).

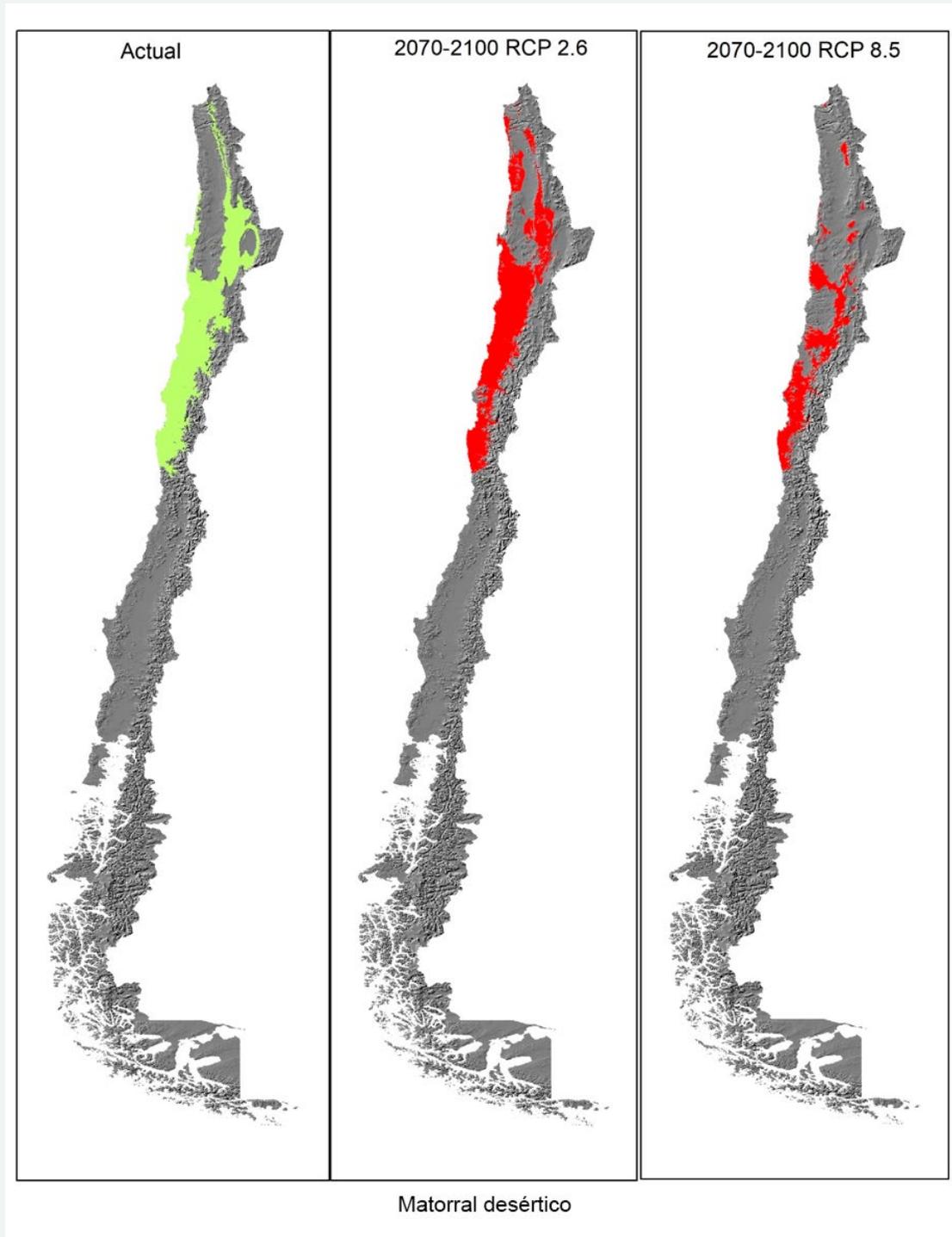
Un problema adicional para los ecosistemas del país son los eventos climáticos catastróficos. Por ejemplo, la región de Atacama fue golpeada por un evento pluvial extremo sin precedente en el interior de Copiapó en marzo de 2015 (Rondanelli *et al.*, 2019), que removió mucho suelo de la alta cordillera 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).

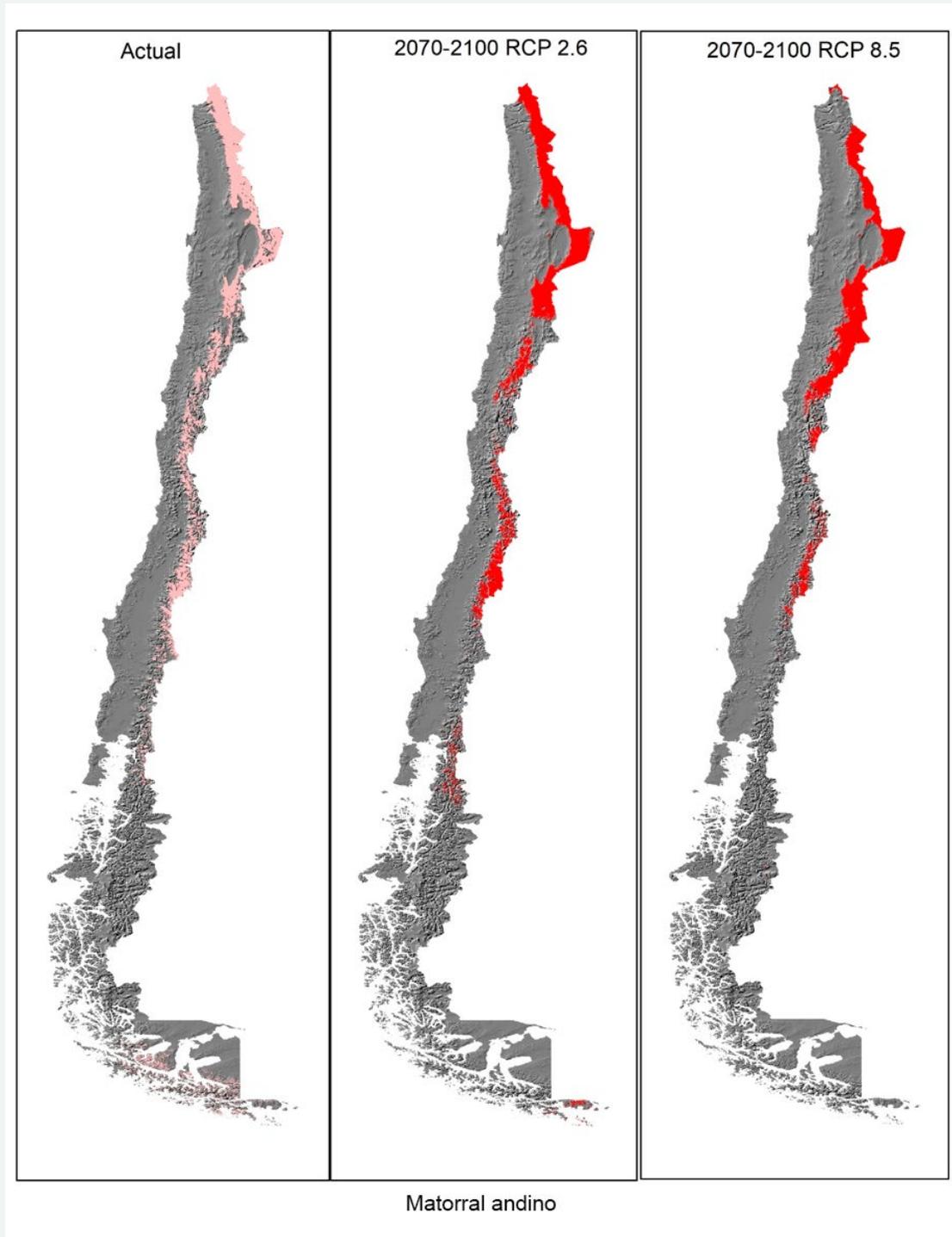
Anexo 4: Predicciones de cambios en la ubicación geográfica de ecosistemas de Chile a los años 2070-2010 bajo dos escenarios de emisiones de CO₂

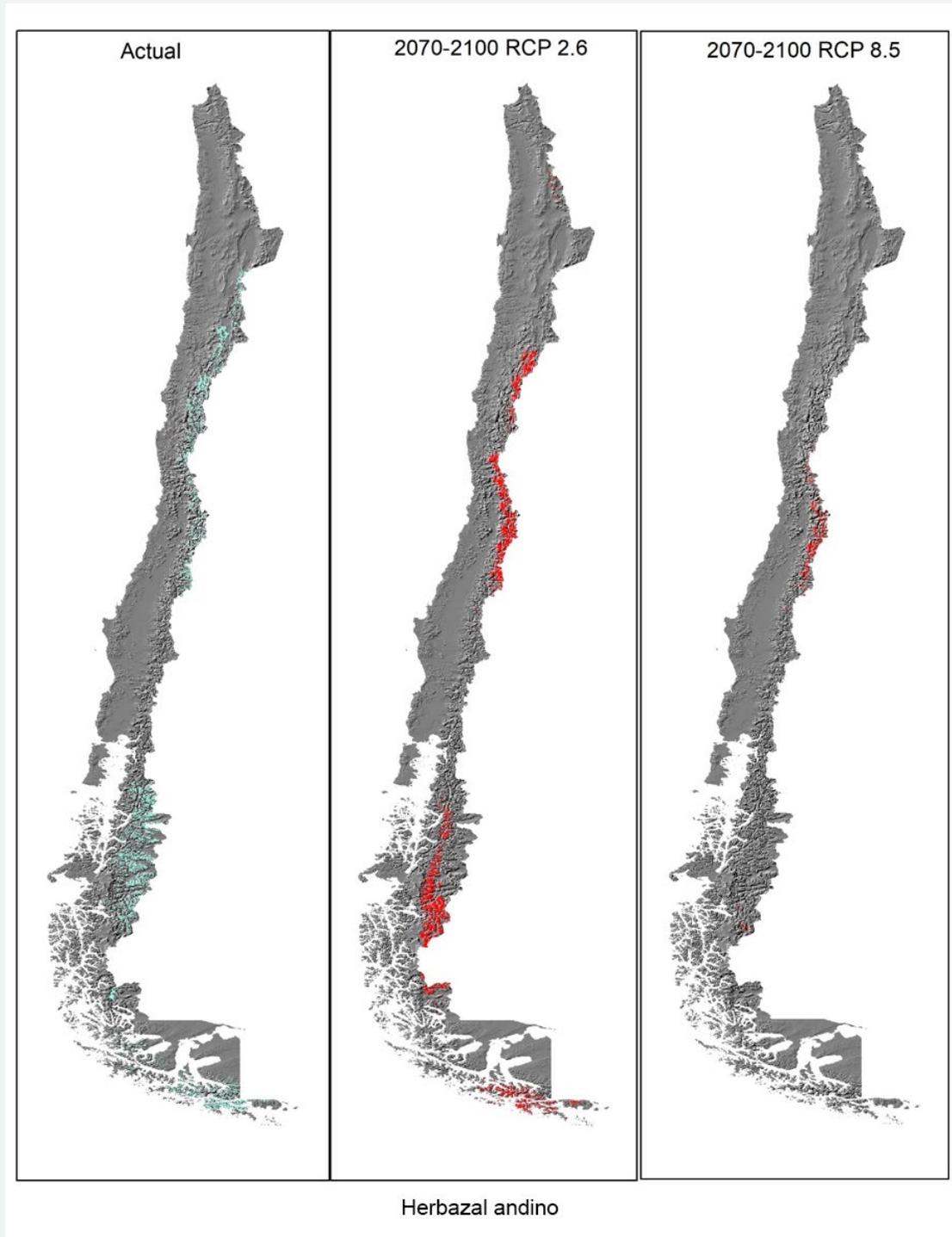
Las superficies potenciales actuales de los ecosistemas provienen de Luebert y Pliscoff (2017). Los análisis se basan en las predicciones de clima del GCM HADGEM2_ES.

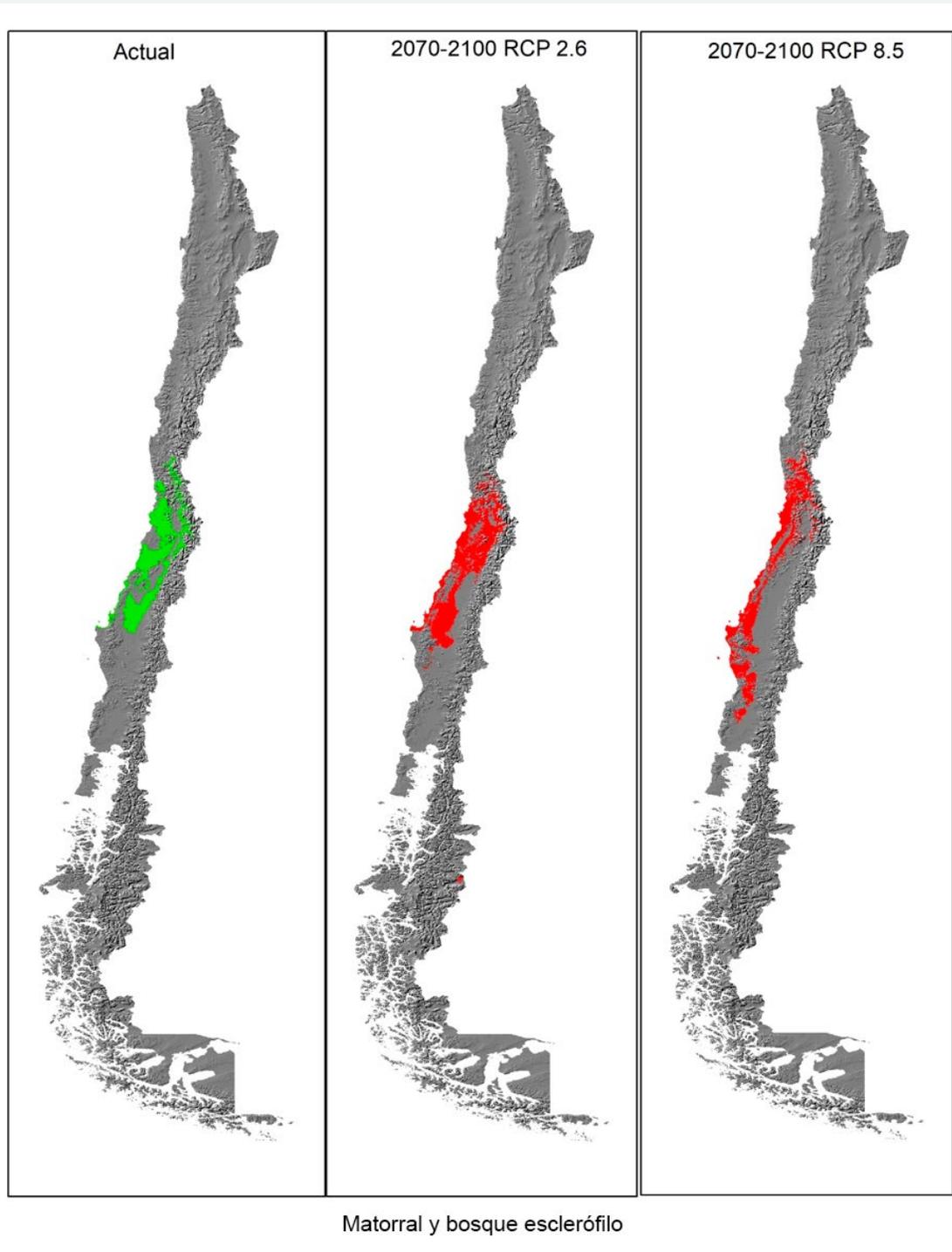
Mapas preparados especialmente para este informe.

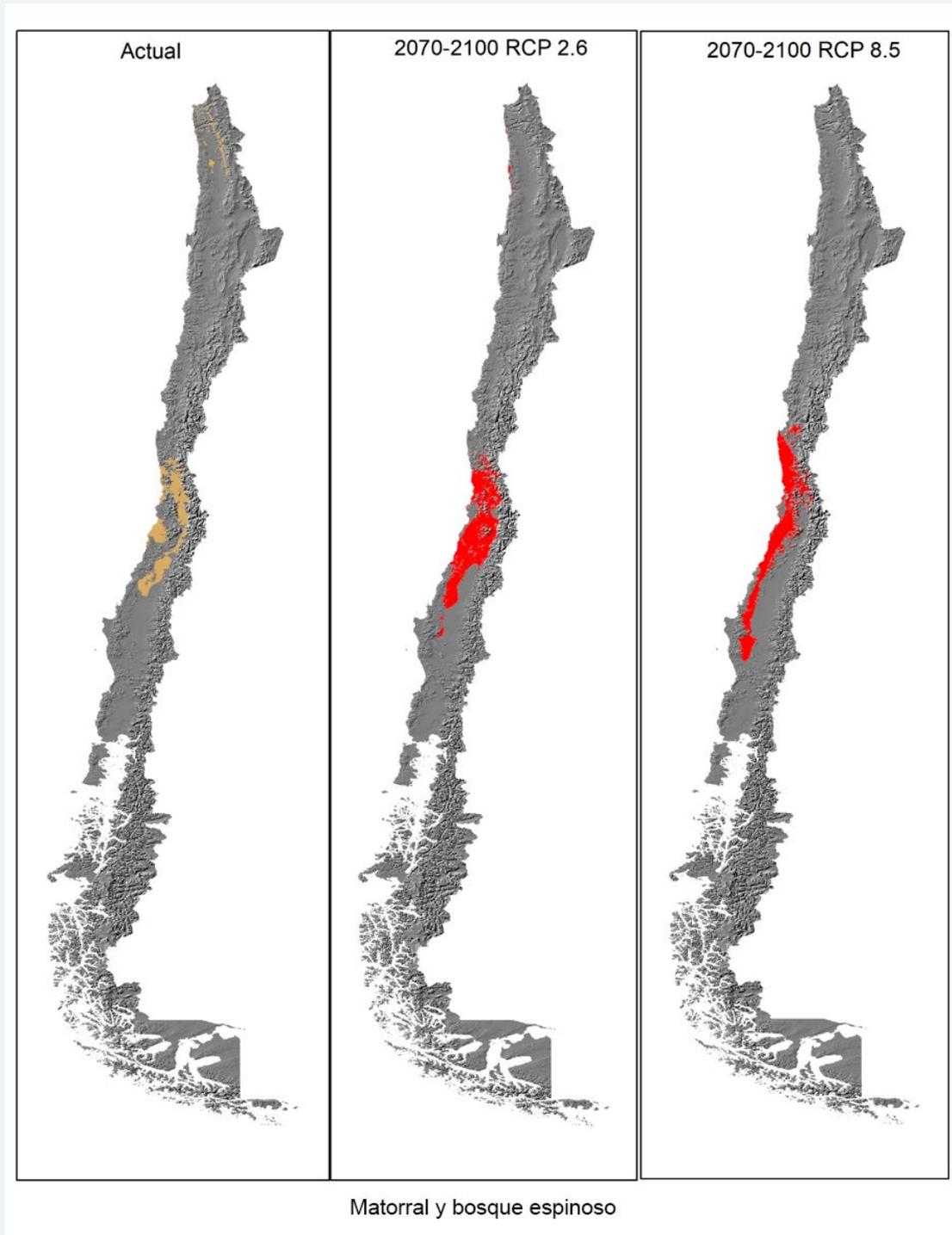


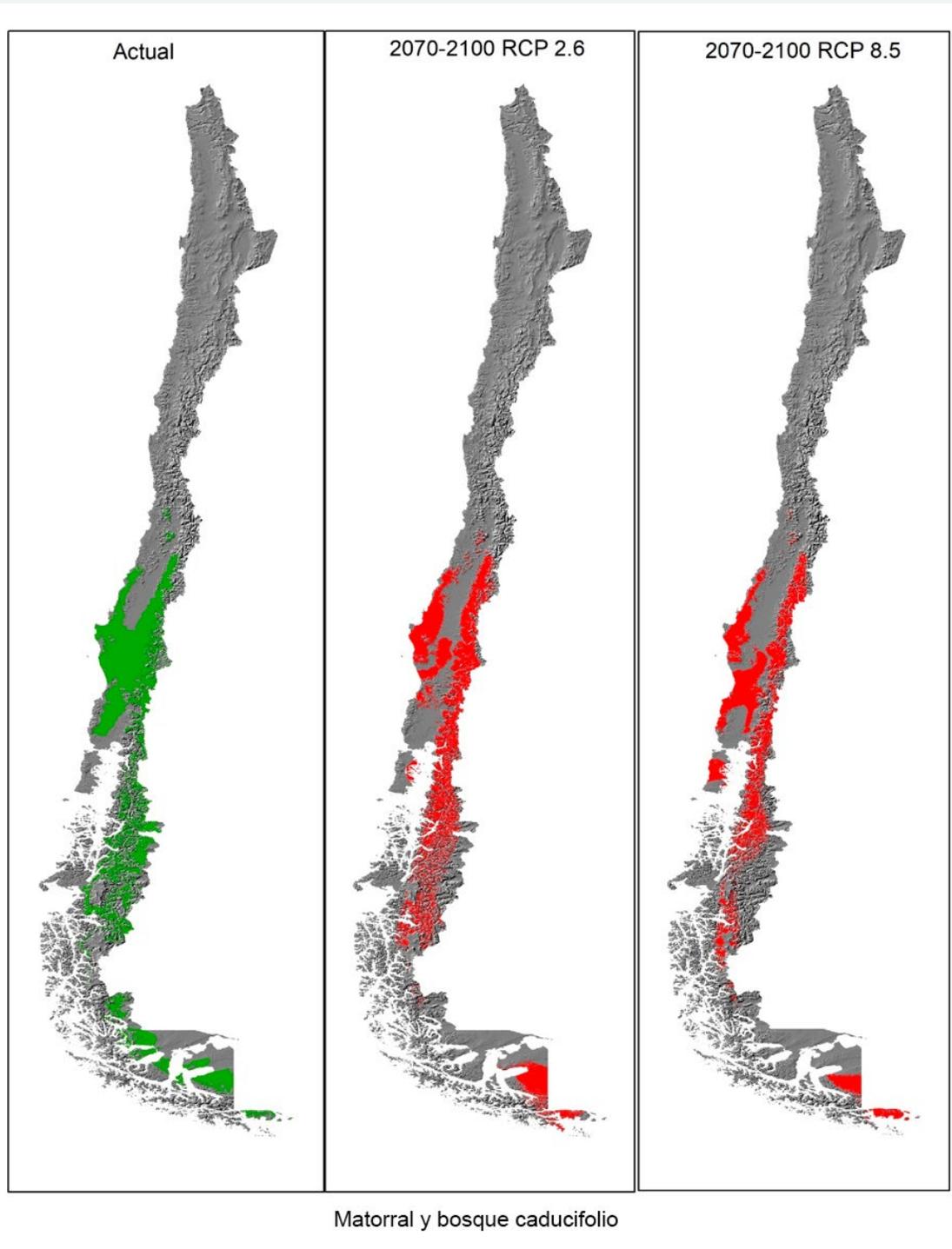


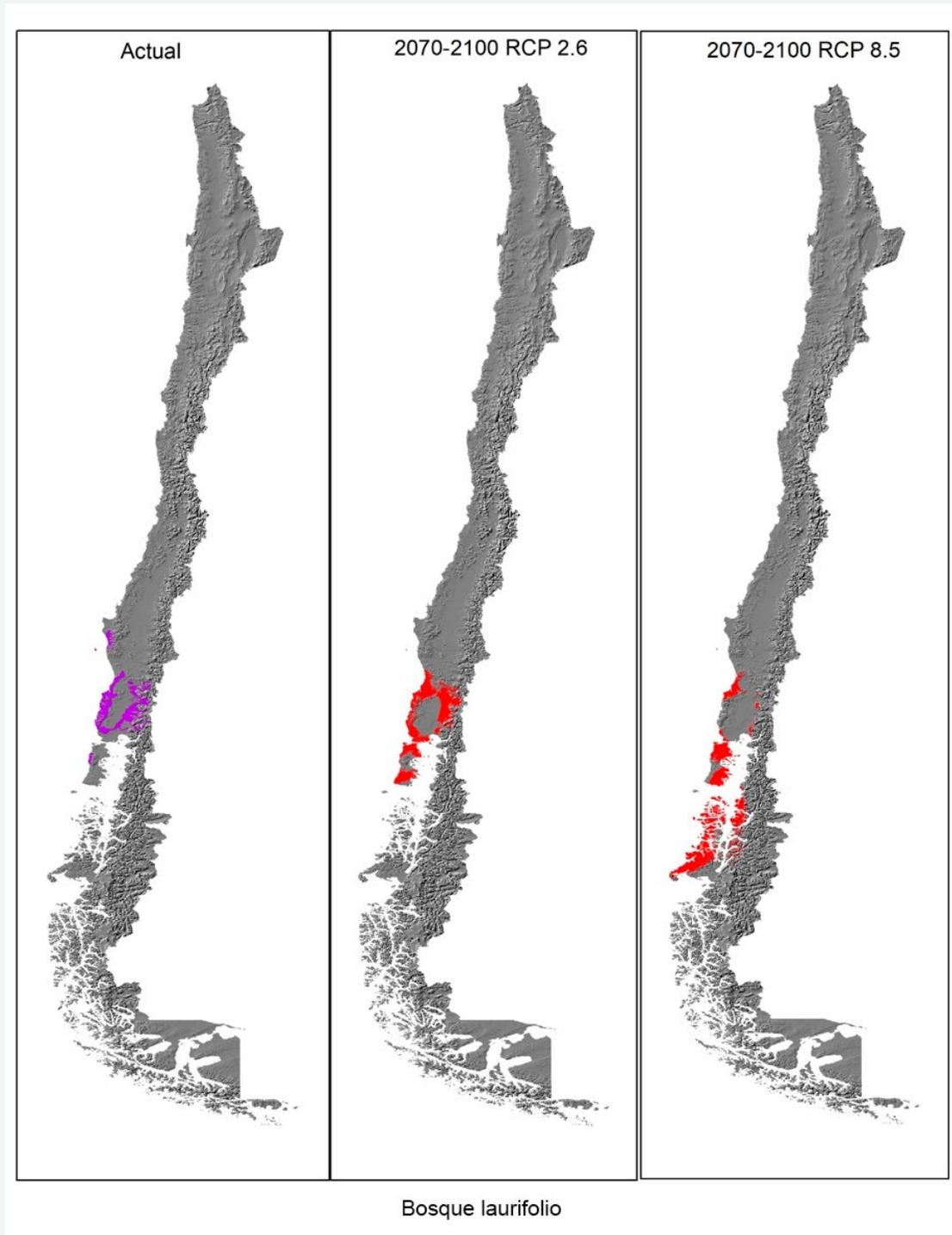


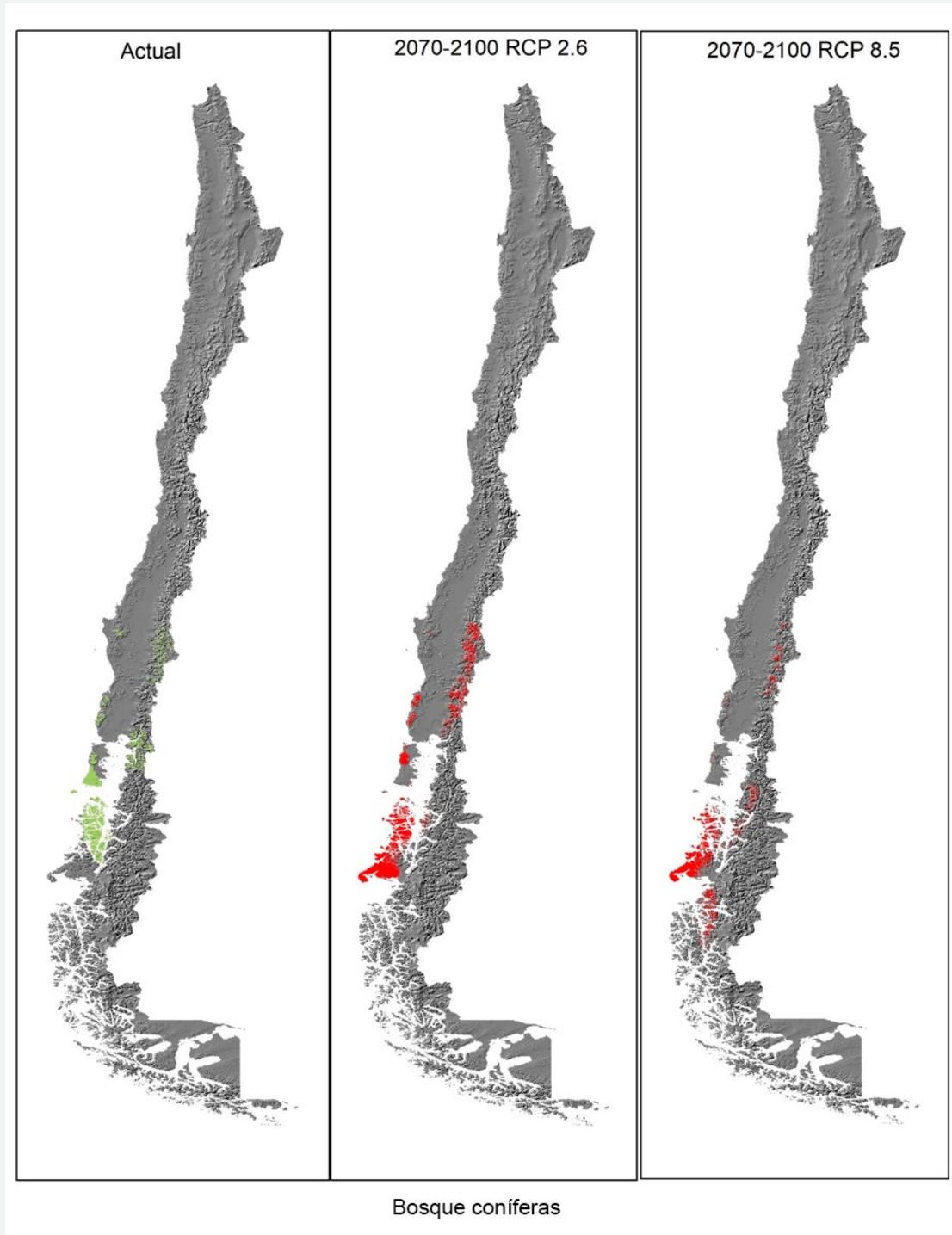


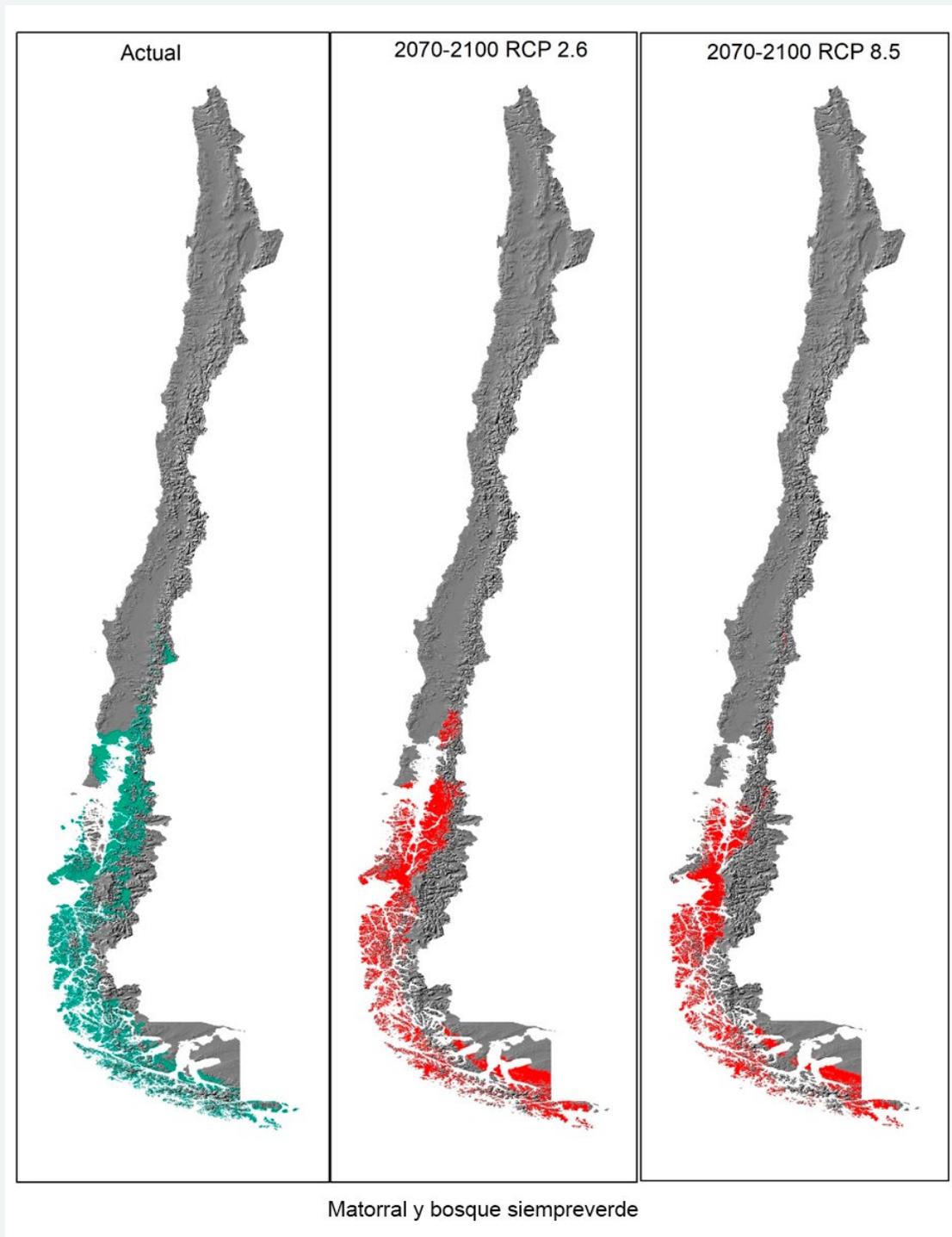


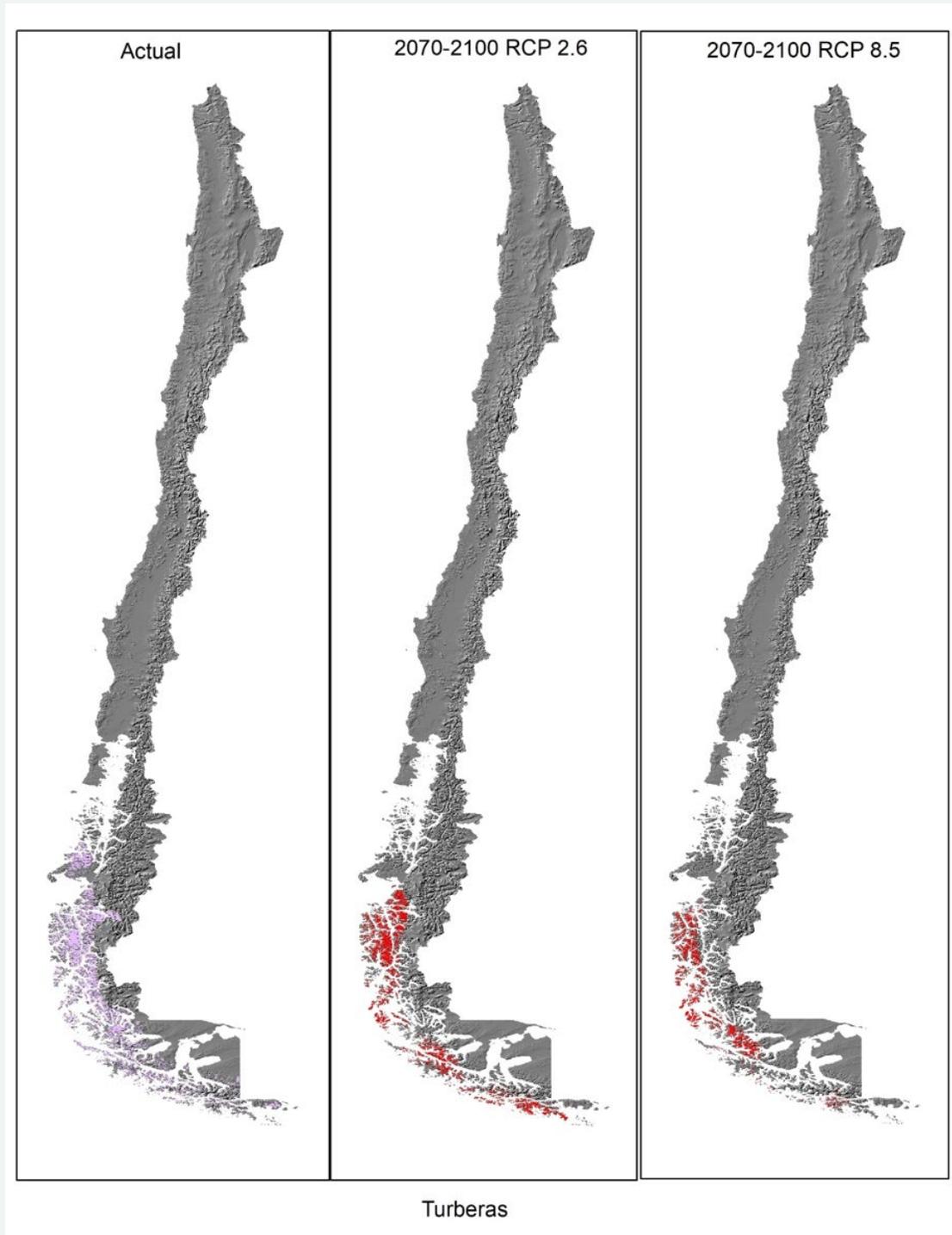


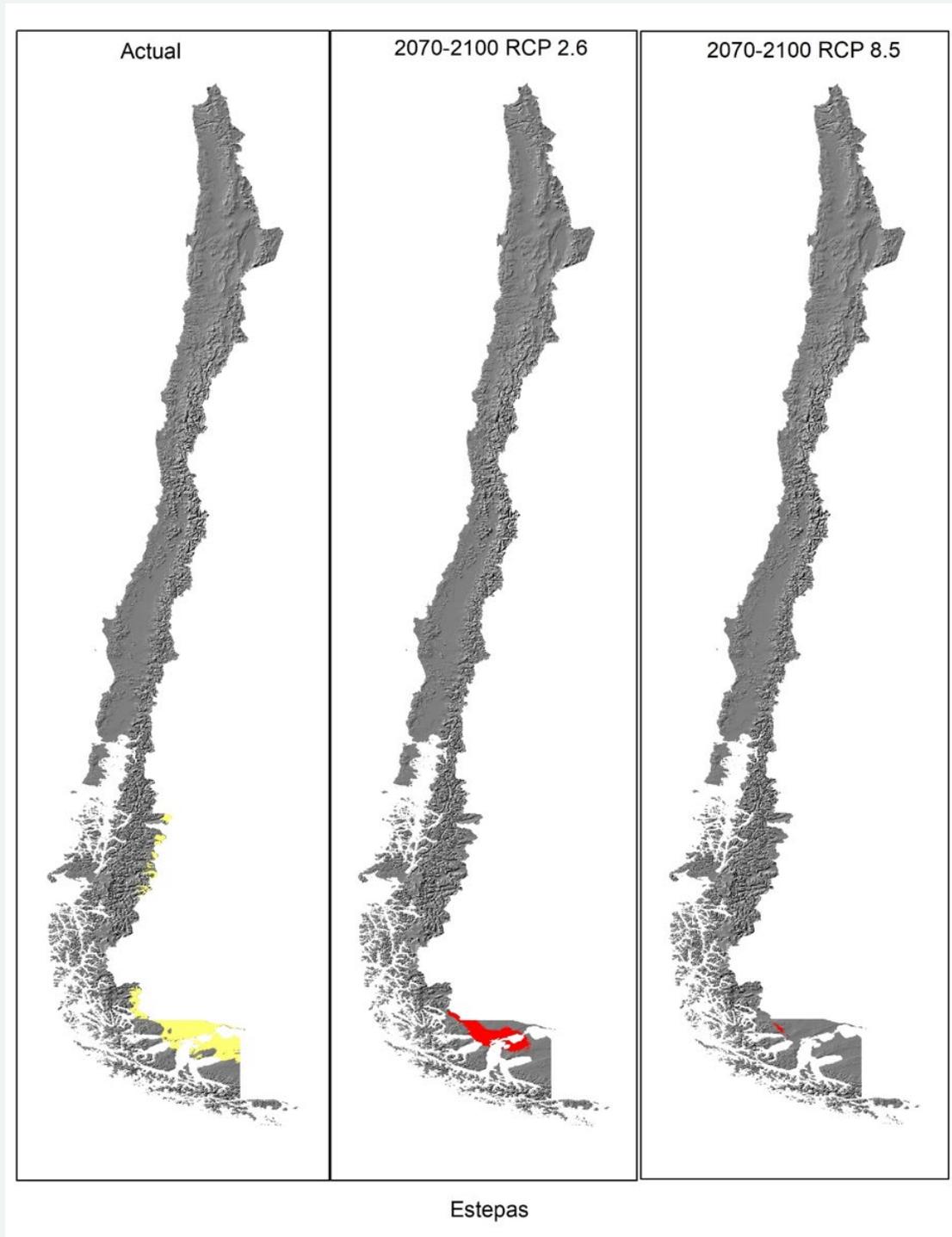














Anexo 5: Referencias usadas para generar la Figura 11

- 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, (Ruiz) 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