



Las tres brechas del desarrollo sostenible y el cierre de la brecha ambiental en Chile: Oportunidades para una recuperación post pandemia más sostenible y de bajo carbono en ALC

Pablo A. Marquet^{1,2,3,4}, Aurora Gaxiola^{1,2,3}, M. Isidora Ávila-Thieme¹, Andrés Pica-Téllez³, Sebastián Vicuña, Alberto Alaniz^{1,6,7}, Gabriel Etcheberry⁵, Diego González³, Valentina Jara³, Luna Menares³,

¹ Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, Alameda Bernardo O'Higgins 340, Santiago, Chile.

² Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Santiago, Chile.

³ Centro de Cambio Global UC, Av. Vicuña Mackenna 4860 - Campus San Joaquín – Santiago, Chile.

⁴ Instituto de Sistemas Complejos de Valparaíso, Artillería 470, Cerro Artillería, Valparaíso, Chile.

⁵ Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Av. Vicuña Mackenna 4860, Santiago, Chile.

⁶ Departamento de Ingeniería Geográfica, Facultad de Ingeniería, Universidad de Santiago de Chile, Santiago, Chile.

⁷ Centro de Estudios en Ecología Espacial y Medio Ambiente, Ecogeografía, Santiago, Chile.

Contenido

Resumen Ejecutivo	1
1 Introducción	6
1.1 Antecedentes	6
1.2 Definición y relevancia del concepto de límites ambientales planetarios	7
1.3 La relevancia de analizar los límites ambientales planetarios a nivel nacional.....	9
1.4 Brechas en identificación de límites ambientales a niveles globales y nacional .	10
1.5 Objetivos	14
2 Selección de límites: el caso de Chile	15
2.1 Flujos Biogeoquímicos.....	15
2.1.1 Nitrógeno	16
2.1.2 Fósforo	24
2.2 Agotamiento del Ozono estratosférico	29
2.3 Cambio Climático	31
2.4 Uso de Agua dulce.....	37
2.5 Cambios en el uso del suelo	45
2.6 Pérdida de biodiversidad.....	49
2.7 Contaminación Atmosférica.....	62
2.8 Contaminación química.....	64
2.9 Pesquerías	69
2.10 Síntesis y proyecciones sobre la brecha ambiental de Chile	71
3 Una nueva forma de crecimiento.....	75
3.1 Discusión sobre el modelo actual de desarrollo nacional y sus falencias	75
3.2 Implicancias de un nuevo modelo de crecimiento.....	76

CEPAL (2020) indica que existen tres brechas (social, ambiental y la de sostenibilidad) para alcanzar un desarrollo sostenible en la región latinoamericana y para cerrar o

disminuir estas brechas, es necesario alcanzar tasas de crecimiento que consideren los siguientes factores:	76
3.3 Ejemplos de una estrategia de crecimiento sustentable	78
3.3.1 El desafío de la Carbono Neutralidad como una oportunidad de crecimiento verde	78
3.3.2 Implicancias para el desarrollo agrícola por el cumplimiento de los límites planetarios	82
3.3.3 Las soluciones basadas en la naturaleza en los Bosques chilenos como pieza clave para alcanzar la carbono neutralidad	90
4 Los límites planetarios y el modelo de las tres brechas	98
4.1 Las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN) y el modelo de las tres brechas.	99
5 Brechas de conocimiento y Recomendaciones de política pública.....	101
5.1 Brechas de conocimiento	101
5.2 Recomendaciones de política pública	102
6 Conclusiones	107
7 Referencias.....	109
Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios.....	131
Anexo 2: Marco metodológico de los límites identificados a nivel global	134
i. Marco metodológico general	134
ii. Flujos Biogeoquímicos: Nitrógeno	139
iii. Flujos Biogeoquímicos: Fósforo.....	140
iv. Agotamiento del Ozono estratosférico	141
v. Cambio Climático	142
vi. Uso de Agua Dulce	143
vii. Cambio en el uso de suelo.....	145
viii. Pérdida de Biodiversidad.....	146
ix. Carga de aerosoles atmosféricos	148
x. Contaminación Química	149
xi. Acidificación del océano.....	150
xii. Pesquerías	151

Anexo 3: Antecedentes y metodología para las simulaciones de “una nueva forma de crecimiento”	152
i. Medidas Simuladas en (BID,2021) para lograr la carbono neutralidad de Chile... 152	
ii. Metodología para “Implicancias para el desarrollo agrícola por el cumplimiento de los límites planetarios “	154
iii. Metodología de estimación de costos de las medidas del sector UTCUTS	156

Índice de Figuras

Figura 1. Estado de siete de los nueve límites planetarios	8
Figura 2. Cantidad de nitrógeno total (escala logarítmica) que (A) se ha estado aplicando en los cultivos producto del uso de fertilizantes y (B) que se ha estado perdiendo / liberando a los cuerpos de agua por parte de la agricultura (línea azul) y salmonicultura (línea gris) en Chile.	21
Figura 3. Valores históricos de la cantidad de nitrógeno que se aplica en los cultivos que son reportado por la FAO (línea azul) y el MMA (línea gris).	24
Figura 4. Cantidad de fósforo total (escala logarítmica) que (A) se ha estado aplicando en los cultivos producto del uso de fertilizantes y (B) que se ha estado perdiendo / liberando a los cuerpos de agua por parte de la agricultura (línea azul) y salmonicultura (línea gris) en Chile.	28
Figura 5. Rangos de categorización de los compromisos adoptados por los gobiernos para limitar las emisiones.....	34
Figura 6. Trayectoria de las emisiones considerando los límites mostrados en la Tabla 6, además de la trayectoria de emisiones NDC e IBA3+.	35
Figura 7. Emisiones de Chile en escenario tendencial y bajo supuestos NDC.....	36
Figura 8. Relación entre precipitación y escorrentía para todas las cuencas analizadas	41
Figura 9. Relación entre escorrentía y demanda para todas las cuencas analizadas.....	42
Figura 10. Relación entre precipitación y escorrentía para las cuencas con precipitaciones menores a 400 mm/año.....	43
Figura 11. Relación entre escorrentía y demanda para las cuencas con escorrentías menores a 400 mm/año.....	43
Figura 12. Distribución regional de los ecosistemas con distintas categorías de conservación. Fuente: Pliscoff 2015.....	54
Figura 13. Distribución del riesgo de extinción por especies (ec. 14) y porcentaje de hábitat remanente y perdido, entre la Región de Coquimbo y Los Lagos.....	57
Figura 14. Variación regional en el riesgo de extinción de acuerdo a la ec. 13.....	58
Figura 15. Variación temporal en el número de especies catalogadas como Vulnerables (VU), En Peligro (EN) y en Peligro Crítico (CE).	60
Figura 16. Relación especies área para el caso del número de especies invasoras y el número de especies invasoras normalizado por el número de especies nativas, versus el área.....	62

Figura 17 Beneficios y Costos del cumplimiento del límite ambiental para MP10 y MP2,5 para la zona del Gran Concepción.....	64
Figura 18. Relación área de cultivos agrícolas y la cantidad de pesticidas usados.....	68
Figura 19. Porcentaje de las principales especies de interés comercial que se encuentran en cada una de las categorías de explotación en los últimos nueve años.	71
Figura 20 Tasas de crecimiento media anual de producción física de productos básicos 1990-2016	76
Figura 21. Emisiones netas totales del país (considerando todos los sectores) hasta 2050 en 1000 futuros.	80
Figura 22. Comparación de las simulaciones de 1000 futuros de emisiones netas hasta el 2050, considerando todos los sectores.....	81
Figura 23. Emisiones por sector proyectadas en un escenario fijo (tendencial).....	81
Figura 24 Proyección del uso de fosforo en la Agricultura en Chile en distintos escenarios.	84
Figura 25 Proyección del uso de nitrógeno en la Agricultura en Chile en distintos escenarios.	84
Figura 26. Productividad del cultivo de maíz (ton/ha año) considerando dos intervenciones distintas para cumplir con los límites planetarios de fósforo y nitrógeno.....	86
Figura 27. Productividad del cultivo de trigo (ton/ha año) considerando dos intervenciones distintas para cumplir con los límites planetarios de fósforo y nitrógeno.	87
Figura 28. Costo económico de la pérdida de productividad del cultivo de maíz en el tiempo.....	88
Figura 29. Costo económico de la pérdida de productividad del cultivo de trigo en el tiempo.....	89
Figura 30. Proyección de las emisiones del sector UTCUTS en el escenario BAU.....	94
Figura 31 Emisiones de las medidas de forestación con especies exóticas, forestación con especies nativas, aumento de hectáreas de bosque nativo bajo plan de manejo forestal y aumento de áreas protegidas.	95
Figura 32 Perspectiva sintética evaluar los procesos ambientales y su relación con las actividades humanas.....	135
Figura 33. Ahorro económico en el cultivo de maíz por disminución de las dosis de fertilización para cumplir con el límite planetario al año 2030.....	156
Figura 34. Ahorro económico en el cultivo de trigo por disminución de las dosis de fertilización para cumplir con el límite planetario al año 2030.....	156

Índice de Tablas

Tabla 1. Límites planetarios a los que se les ha hecho el downscaling a nivel nacional y/o sectorial.....	13
Tabla 2. Aplicación del marco conceptual DPSIR para el downscaling del nitrógeno en Chile.	16
Tabla 3. Metodologías que se aplicaron para hacer el downscaling del nitrógeno a nivel nacional en Chile.	17
Tabla 4. Aplicación del marco conceptual DPSIR para el downscaling del fósforo en Chile.	24
Tabla 5. Metodologías que se aplicaron para hacer el downscaling del fósforo a nivel nacional en Chile.	25
Tabla 6. Límites de los rangos mostrados en la Figura 5, para el caso de Chile.	34
Tabla 7. Metodología para estimar la demanda de cada área.	38
Tabla 8. Cuencas consideradas en análisis	44
Tabla 9. Superficie por rubro agrícola y forestal.	47
Tabla 10 Alternativas de límites ambientales de contaminación atmosférica.....	62
Tabla 11. Evaluación del estado en el que se encuentra Chile respecto a los límites nacionales calculados en este estudio	72
Tabla 12. Superficies implementadas en la proyección de las medidas del sector Bosques y Biodiversidad.....	93
Tabla 13. Costos económicos agregados del período 2023-2050 de las medidas implementadas e impactos ambientales	97
Tabla 14. Límites planetarios.	131
Tabla 15. Síntesis de la metodología que otros trabajos han utilizado para hacer el downscaling a nivel nacional de cada uno de los límites ambientales planetarios... ..	137
Tabla 16. Estudios donde se ha definido un límite (planetario y nacional) respecto del uso de agua dulce	144
Tabla 17 Acciones contempladas para alcanzar la carbono neutralidad al 2050.....	152

Resumen Ejecutivo

El presente proyecto implementa la hoja de ruta denominada “gran impulso para la sostenibilidad” propuesta por la CEPAL utilizando a Chile como caso de estudio. La ruta se genera adoptando una perspectiva de límites planetarios para calcular las brechas ambientales de Chile y con miras a la identificación de políticas públicas que fomenten el desarrollo de estrategias de crecimiento económico que sean ambientalmente sostenibles. La estructura del presente informe se divide en cinco partes principales y a continuación se resume brevemente:

1. La primera parte es la introducción, la cual contextualiza el proyecto dentro de la nueva visión de desarrollo propuesto por la CEPAL. Asimismo, se presenta una síntesis sobre el cómo definir y caracterizar los límites planetarios, y la evidencia que permite identificar los límites planetarios a los que se les puede hacer una reducción de escala o downscaling desde lo planetario al nivel nacional. Por último, se discute el marco metodológico general y los desafíos asociados con esta propuesta.

2. La segunda parte está compuesta por el análisis de los 10 límites ambientales que seleccionamos y analizamos a nivel nacional en Chile, y se indica la metodología que permite realizar el downscaling de los límites ambientales a nivel nacional. Asimismo, se presentan los valores de los límites ambientales calculados y un cálculo de la brecha ambiental de Chile, definida como el estado en el que se encuentra el país respecto al valor de los límites nacionales que se calcularon. Los límites seleccionados para el caso de Chile fueron los siguientes:

Flujos biogeoquímicos: Nitrógeno

Flujos biogeoquímicos: Fósforo

Agotamiento del ozono estratosférico

Cambio climático

Uso de agua dulce

Cambio de uso de suelo

Pérdida de biodiversidad

Contaminación atmosférica

Contaminación química

Pesquerías

De los diez límites ambientales que se calcularon en este proyecto, se encontró que en Chile ocho se encuentran transgredidos (en orden decreciente estos son: la contaminación química, pesquerías, fósforo, pérdida en biodiversidad, cambio climático, nitrógeno, uso de agua dulce desde la macrozona norte a la macrozona centro, contaminación atmosférica y) y tres debajo del límite (esto son el agotamiento del ozono estratosférico, el uso de agua dulce desde la macrozona centro-sur a la austral y el cambio de uso de suelo).

3. La tercera parte presenta una breve discusión del modelo actual de desarrollo y analiza alternativas sustentables con intervenciones que podrían promover el cumplimiento de los límites ambientales. En relación con el cumplimiento, se analizaron tres casos:

3.1. El cambio climático y sus implicancias en términos económicos. Aquí se discute las acciones eficientes orientadas que se podrían promover con el fin de mejorar la sustentabilidad a nivel nacional, considerando medidas en múltiples sectores, que no solo contribuyan a alcanzar los compromisos de carbono neutralidad adquiridos por Chile, sino que también representen una oportunidad de crecimiento económico.

~~3.2.~~ Alternativas de estrategias que permitirían cumplir con los límites de Flujos Biogeoquímicos y en específico los impactos económicos que se presentarían en los cultivos de trigo y maíz. Aquí se discute que para llegar al cumplimiento del límite ambiental de nitrógeno y fosforo en Chile al 2030, probablemente se generarán pérdidas significativas en ambos cultivos, por lo tanto se presentan opciones para compensar estas pérdidas por medio del uso de enmiendas orgánicas.

3.3. Alternativas de estrategias para aumentar la captura de carbono en el sector de bosques y biodiversidad terrestre. Aquí se presenta un análisis de los impactos, en términos de otros límites ambientales y costos económicos, que representa este sector. Aquí se presenta un análisis de cinco estrategias ; (i) sin medidas o Business as Usual, (ii) forestar con especies exóticas, (iii) forestar con especies nativas, (iv) aumentar las hectáreas de especies nativas bajo plan de manejo forestal, (v) y aumentar las áreas protegidas y se discuten las ventajas y desventajas de estas cinco opciones. El análisis nos permite presentar evidencia acerca de la conveniencia de unas estrategias sobre otras. Por ejemplo, la estrategia de forestar con especies exóticas, promovería capturas significativas en las dos primeras décadas, sin embargo hacia el 2050 se emitiría más carbono de lo que se capturó, lo anterior debido principalmente a las cosechas forestales. Por lo tanto, los resultados económicos positivos que podría tener esta estrategia tiene impactos negativos en otros límites ambientales, como agua y biodiversidad. Estas estrategias se discuten dentro del contexto de las Soluciones Basadas en la

Naturaleza (SbN). Aquí analizamos cómo estrategias que se vinculan con las SbN tienen un mejor desempeño en el resto de los límites ambientales. Asimismo, se discuten ejemplos en lo que respecta costos de implementación e idoneidad. La estrategia más competitiva es aumentar las Áreas Protegidas, seguida por el manejo forestal y por último forestar con especies nativas.

4. La cuarta parte revisita el modelo de las tres brechas propuesto por CEPAL, en el contexto de los límites planetario y se discute el impacto que significa para Chile que la gran mayoría de las brechas analizadas hayan sido excedidas, y no por poco margen. Aquí se discute el escenario de crecimiento en una situación donde es complejo crecer a un ritmo que nos permita reducir las desigualdades, y a la vez mantenernos dentro de un “espacio ambientalmente seguro” sin exceder las brechas ambientales. El análisis muestra que sin bien es cierto las políticas de mayor endeudamiento para lograr mayor equidad podrían ir en la dirección correcta, una solución de largo plazo requerirá subsidios internacionales que permitan además reconvertir la economía hacia una, cuya producción sea diversificada e intensiva y donde se promueva el conocimiento y la tecnología que por un lado apoye la toma de decisiones y por otro nos permita tomar acciones que nos lleven a operar dentro de los límites ambientales sin transgredirlos.

5. La quinta parte identifica las brechas de información más importantes asociadas a los límites ambientales analizados en este trabajo, e integra los resultados de este proyecto con el fin de hacer recomendaciones de políticas públicas que estén dirigidas hacia el desarrollo de estrategias de crecimiento económico que sean ambientalmente sostenibles. En forma resumida, las recomendaciones son:

5.1. Acelerar la implementación de las medidas de mitigación de GEI asociadas al consumo de combustibles fósiles con costos de mitigación bajo.

5.2. Ampliar la red de Áreas Protegidas y Áreas Marinas Protegidas y mejorar su gestión.

5.3. Incluir cuando sea posible en la Contribución Determinada a Nivel Nacional (NDC, por sus siglas en inglés) y la Estratégica Climática de Largo Plazo (ECLP) los conceptos de SbN y límites planetarios.

5.4. Capacitar en prácticas agrícolas menos intensivas en fertilizantes y que permitan capturar carbono y mitigar emisiones a través de manejo de residuos.

5.5. Mejorar la eficiencia energética de los hogares

5.6. Aumentar los pagos de incentivos y reducir los costes de transacción para mejorar la conservación y restauración de los bosques en Chile

5.7. Promover el proyecto de Ley General de Suelos que facilite su restauración e impida su degradación.

5.8. Considerar instrumentos de política pública que ayuden a aumentar la disponibilidad de agua pero siempre teniendo cuidado en no aumentar la demanda en zonas donde los límites se hayan sobrepasado.

5.9. Implementar el manejo ecosistémico de las pesquerías e implementar planes de recuperación de los stocks sobreexplotados o colapsados.

5.10. Reducir la pesca ilegal, no reportada y no regulada (IUU por sus siglas en inglés) y la pesca incidental.

5.11. Regular el uso de plaguicidas en Chile aplicando el principio precautorio o de cautela como lo realiza el sistema de la Unión Europea, en el que se establece que en caso de existir dudas científicas sobre los riesgos que podría provocar un plaguicida, se recomienda no aprobarlo hasta tener certeza de sus efectos.

5.12. Propender a una salmonicultura sostenible, reduciendo la cantidad de nutrientes, limitando sus impactos a través de la bioremediación asociada a una acuicultura multitrófica integrada y aumentando la regulación por parte del Servicio de Evaluación Ambiental.

5.13. Estudiar la potencial inclusión de los límites ambientales dentro de los mecanismos de compensación (offsets) en el marco de Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) u otro instrumento de política, tal que se pueda compensar impactos no deseados reduciendo el grado en que algunos de los límites aquí analizados han sido excedidos, generando así un efecto positivo alternativo y con adicionalidad a un efecto adverso identificado. Por ejemplo, a través de la conservación y restauración de especies y ecosistemas con especies nativas, pero también a través de la generación de soluciones tecnológicas o promoviendo la innovación en la agricultura, salmonicultura, uso de pesticidas, entre otros.

5.14. Fortalecer la cooperación multilateral regional, reconociendo que alcanzar sostenibilidad social, ambiental y económica sólo va a ser posible en la medida que se fortalezcan los lazos comerciales regionales, y se adopte como grupo tratados que protejan los derechos de las comunidades y evite la ampliación de brechas ambientales y de desigualdad, tales como el Tratado de Escazú.

Finalmente, este trabajo discute que para la implementación de las acciones recomendadas anteriormente, es necesario contar con nuevas políticas públicas, instituciones y regulaciones, capaces de incentivar nuevas inversiones, acompañadas de innovaciones tecnológicas e institucionales. Lo anterior es un desafío y requiere de un rol más activo por parte del Estado, superando el paradigma del Estado subsidiario y adoptando en modelo de un “Estado emprendedor”, que fomente e implemente los cambios necesarios para alcanzar un desarrollo realmente sostenible. En particular, es importante generar cambios tecnológicos que permitan llevar las actividades económicas a un espacio seguro de operación donde la reducción en la transgresión de los límites no genere un incremento

insalvable en los costos de producción, y donde la actividad económica contribuya a la mantención de un flujo adecuado y sostenible de servicios ecosistémicos. Las estrategias que consideren lo anterior promoverán un respeto por los límites planetarios, mejorarán la capacidad de crecimiento nacional (la innovación asociada a la mitigación estrechará la brecha de restricción externa), y dará espacio para la diversificación y creación de industrias de mayor creación de valor, lo cual facilitará la implementación de políticas sociales que disminuyan la desigualdad, como las recomendadas por CEPAL.

1 Introducción

1.1 Antecedentes

En el documento “Construir un nuevo futuro. Una recuperación transformadora con igualdad y sostenibilidad” (CEPAL, 2020), CEPAL señala que la economía mundial atraviesa tres crisis estructurales: la de la inestabilidad y el bajo crecimiento del producto; la de la desigualdad creciente, y la ambiental, la cual amenaza con destruir los sistemas naturales que sostienen la vida en el planeta. Las tres crisis, sostiene CEPAL, comparten un elemento común; una economía política que ha reducido la capacidad de los gobiernos para regular y encauzar la acción de los mercados. El resultado de esta falta de regulación se asocia con problemas ambientales y sociales profundos que se expresan en un sistema de desigualdades tanto en la esfera internacional como en las economías nacionales. A nivel internacional, esta desigualdad se expresa, sostiene CEPAL, en un sistema centro-periferia con elevadas asimetrías entre países y regiones en materia de capacidades tecnológicas y productivas, así como de poder político y financiero. En este contexto América Latina y el Caribe se caracteriza por la especialización productiva en bienes de baja intensidad tecnológica, intensivos en recursos naturales o en trabajo de baja calificación.

Las tres crisis del sistema internacional expresan tres brechas desde la óptica de la periferia latinoamericana y caribeña: la brecha del bajo crecimiento; la brecha de la desigualdad, y la brecha de la destrucción del ambiente en economías que dependen de las exportaciones de recursos naturales para sostener el crecimiento.

La CEPAL sostiene que existe una combinación de políticas sociales y ambientales que, de la mano de las políticas económicas, tecnológicas e industriales, puede relanzar un nuevo proyecto de desarrollo en la región en el que el componente redistributivo tendrá un peso importante. Esta hoja de ruta se denomina “gran impulso para la sostenibilidad.” El presente proyecto, se focaliza en Chile, como caso de estudio, para implementar esta propuesta, con énfasis en identificar aquellos límites ambientales que una propuesta de políticas de desarrollo social y económico en un marco de sostenibilidad, no debiese traspasar, o debiese reducir en caso de estar ya sobrepasados.

En este estudio se adoptará una perspectiva de límites planetarios para calcular las brechas ambientales de Chile y con miras a la identificación de políticas públicas que fomenten el desarrollo de estrategias de crecimiento económico que sean ambientalmente sostenibles. Los objetivos fundamentales del presente estudio son clave para la implementación del Proyecto de Cuenta de Desarrollo “Coordination, Coherence, and Effectiveness for Implementing the Environmental Dimension of the 2030 Agenda in Latin America and the Caribbean”(CEPAL, 2019), considerando que el cierre de las brechas del

desarrollo son un fuerte componente de la recuperación económica verde y de la implementación de la Agenda 2030.

1.2 Definición y relevancia del concepto de límites ambientales planetarios

Los límites planetarios son la expresión actual de una reflexión que comienza en la década de los 70s con la creación de los primeros modelos globales de la dinámica socio-ecológica de la sociedad planetaria liderados por Jay Forrester, en MIT. Lo anterior se conoció como la “dinámica del mundo” (Forrester, 1971) y su posterior aplicación, en el Club de Roma, fue en el movimiento enfocado en lo que se denominó “Los Límites al Crecimiento” (Meadows et al., 1972). Ambos casos alertaban sobre el incremento exponencial en el uso de fertilizantes, su contribución a la polución, el impacto negativo sobre los recursos naturales no-renovables y el ambiente. Por o tanto, se evidenció que estas prácticas en conjunto generarían un límite al crecimiento y un eventual impacto negativo sobre la calidad de vida.

La tensión respecto de una visión economicista que cree ciegamente en el crecimiento como fuente de progreso, y una que enfatiza que esto es imposible, pues los recursos son finitos, y por lo tanto hay que compatibilizar crecimiento con sostenibilidad ambiental, se cristaliza a principios de siglo XXI en el concepto de límites planetarios (Rockström et al. 2009a). Los límites se definen a partir de parámetros que circunscriben un área dentro de la cual los procesos biofísicos a nivel global se mantienen bajo las condiciones Holocénicas relativamente estables (Rockström et al., 2009a, 2009b). El objetivo de definir estos límites ambientales es que la humanidad pueda operar sin alterar de manera drástica el estado del sistema terrestre, de manera de mantener la condición de habitabilidad, resiliencia y bienestar humano (Rockström et al. (2009a) – más tarde actualizado por Steffen et al. (2015) - identificaron nueve límites planetarios, definieron los impactos que se puede producir al transgredirlos y las variables que controlan la dinámica de cambio y definen los límites (ver Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). La falta de conocimiento científico básico es responsable de que hoy en día se hayan podido cuantificar para estimar un valor límite específico solo siete límites planetarios (Rockström et al., 2009a; Steffen et al., 2015) (ver Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). De los siete límites medidos, cuatro de estos se encuentran transgredidos a nivel global (cambio climático, flujos biogeoquímicos, cambios en el uso de suelo e integridad de la biosfera, ver Figura 1) (Steffen et al., 2015). Por lo tanto, para que nuestra sociedad pueda

moverse hacia una sustentabilidad global, es necesario generar estrategias de desarrollo transformadoras que eviten transgredir los límites de los procesos biofísicos.

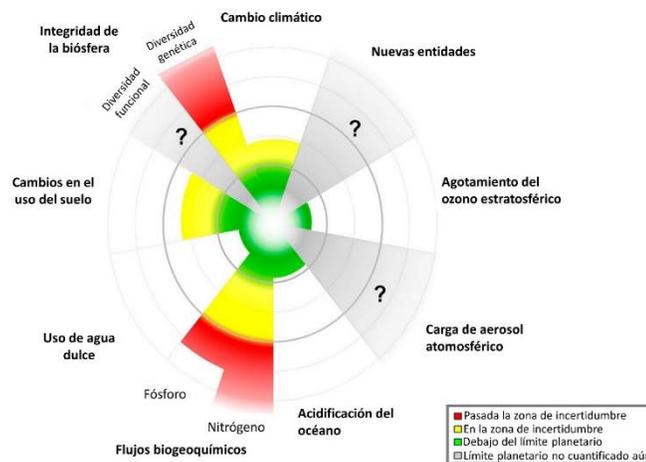


Figura 1. Estado de siete de los nueve límites planetarios

El color verde representa la zona del espacio operativo seguro (debajo del límite). El color amarillo y rojo indican que los límites ya fueron transgredidos, pero el color amarillo representa la zona de incertidumbre (riesgo creciente) y el rojo, la zona de alto riesgo. El color gris representa a los límites planetarios que aún no se logran cuantificar. Modificada de Steffen et al. (2015).

Algunos de los límites propuestos son relativamente sencillos de definir porque algunos cambios locales contribuyen de forma predecible a procesos globales, sobretodo aquellos con umbrales conocidos. Sin embargo, hay otros procesos, como el cambio de uso del suelo o la pérdida de biodiversidad que son complejos y no se asocian fácilmente a umbrales globales o continentales conocidos (Rockström et al., 2009a; Mace et al., 2014). Por lo tanto, no es tan fácil escalar los cambios globales, es decir, aplicar el concepto de límites planetarios a escalas más pequeñas es una complejidad adicional, ya que mientras algunos límites operan de manera descendente y bajo el control predominante de procesos globales, como el cambio climático, otros funcionan en la dirección opuesta; son ascendentes y responden a actividades de alcance más local o regional que pueden tener consecuencias importantes a niveles globales, como el exceso en el uso de nutrientes, pero que son difíciles de cuantificar. Si bien los límites planetarios no se diseñaron para ser aplicados a escalas más pequeñas que la planetaria, vía la reducción de escala o downscaling, existe una demanda creciente por asignar los límites a niveles nacionales y regionales para formular y ejecutar políticas públicas (Fang et al., 2015) y evitar que el desarrollo económico de los países no ocurra a expensas de transgredir dichos límites (Li et al., 2019). Sin embargo, las variables control originalmente propuestas para cada límite no necesariamente pueden ser evaluadas por lo que otras variables operacionales se han propuesto para cuantificar los límites ambientales a escala país (ver Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). Lo anterior es un reflejo de los retos que enfrenta

esta tarea debido a la falta de antecedentes científicos para algunos límites y la incertidumbre en los datos disponibles para otros. Por ejemplo, la variable control que Rockström y colaboradores (2009a) originalmente definieron para la pérdida de biodiversidad, es la tasa de extinción de especies. Sin embargo, otros estudios han utilizado variables operacionales como el porcentaje de ecosistemas en peligro o en estado crítico (Cole et al., 2014); el porcentaje de daño potencial a la biodiversidad por tipo de cobertura de suelo y bioma (Dao et al., 2018, 2015); o la pérdida en la abundancia promedio de las especies (Lucas y Wilting, 2018). Lo anterior demuestra parte de la complejidad asociada al downscaling de los límites en distintos países.

Otro aspecto relevante a considerar es que a la definición de límites ambientales se les han incluido nuevas dimensiones, como los aspectos sociales (Raworth, 2017; Sayers y Trebeck, 2015; Steffen y Stafford Smith, 2013). En particular el trabajo de Kate Raworth (2017) identifica una “base social global” caracterizada por 12 dimensiones asociadas al bienestar humano: seguridad alimentaria, energía, agua, educación, salud, vivienda, paz y justicia, trabajo e ingresos, voz política, redes, equidad social, e igualdad de género. Sobre esta base social, existirían los límites ecológicos reconocidos por Rockström et al., (2009a,b). Entre la base social y los límites ecológicos existe lo que se denominaría un espacio, ecológicamente seguro y socialmente justo, lo que se resume como la *donut* de límites sociales planetarios. El concepto de *donut* ha servido de base para redefinir la sostenibilidad (Costanza et al., 2012; Raworth, 2017) y combinando aspectos sociales y ambientales. Actualmente se aplica a situaciones globales y también regionales a nivel de país (Dearing et al., 2014; Sayers y Trebeck, 2015).

1.3 La relevancia de analizar los límites ambientales planetarios a nivel nacional

El concepto de límites planetarios se ha vuelto relevante en diversas políticas nacionales e internacionales sobre sostenibilidad global (Häyhä et al., 2016). Lo anterior, debido a que los límites planetarios pueden funcionar como un punto de referencia para el desarrollo sostenible y para el desarrollo de gobernanzas y políticas públicas encaminadas hacia la sostenibilidad (Galaz et al., 2012; Nash et al., 2017; pero vea Biermann y Kim, 2020), especialmente en el contexto de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (Häyhä et al., 2016). Si bien el concepto de límites planetarios no se menciona explícitamente en la agenda 2030, estos se abordan de manera indirecta dentro

de los 17 objetivos de desarrollo sostenible y las 169 metas para lograr un futuro socialmente inclusivo y ambientalmente sostenible para la humanidad y el planeta (Asamblea General de Naciones Unidas, 2015; Lucas y Wilting, 2018). Un ejemplo de esto es el objetivo 6 de la Agenda 2030, el cual indica que hay que garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento e higiene para todos. Para esto, una de las metas es proteger y restablecer, de aquí a 2020, los ecosistemas relacionados con el ciclo hidrológico incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos. En este contexto, y en cumplimiento de este objetivo, es importante conocer los límites nacionales y el planetario relacionados al uso de agua dulce y evitar transgredirlo. Lo anterior, requiere de datos y herramientas académicas que permitan calcular los límites y generar estrategias para mantenerse dentro del rango de operación segura, y esto puede ser una barrera para varios países.

Por otra parte, para cumplir con los acuerdos tanto nacionales como internacionales, es necesario que cada nación establezca políticas públicas encaminadas a cumplir los acuerdos establecidos. En este contexto, ha habido una demanda creciente por realizar un downscaling de los límites planetarios a nivel nacional para apoyar la toma de decisiones asociadas al desarrollo sostenible (Fang et al., 2015; Häyhä et al., 2016; Ryberg et al., 2020). El primer intento de downscaling a nivel nacional lo hizo la agencia Sueca de protección ambiental en el 2013 (Nykvist et al., 2013), y posteriormente han aparecido trabajos a escala nacional y también sectorial, como lo es el caso de la generación de energía en Estados Unidos (Algunaibet et al., 2019), de las lavanderías de ropa en la Unión Europea (Ryberg et al., 2018), del sector textil en Suecia (Roos et al., 2016), entre otros. En este contexto, utilizar los valores de los límites planetarios como punto de referencia para establecer oportunidades de desarrollo a menor escala es un importante punto de partida para desarrollar políticas públicas direccionadas al desarrollo sostenible.

1.4 Brechas en identificación de límites ambientales a niveles globales y nacional

El análisis de los trabajos que han hecho el downscaling de los límites planetarios indica que la mayoría se ha hecho a nivel nacional (Cole et al., 2014; Dao et al., 2018, 2015; Fang et al., 2015; Fanning y O'Neill, 2016; Hoff et al., 2014; Huang et al., 2020; Kahiluoto et al., 2015a; Lucas y Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013; O'Neill et al., 2018) y recientemente se han hecho ejercicios a nivel sectorial (Algunaibet et al., 2019; Brejnrod et al., 2017; Roos et al., 2016; Ryberg et al., 2018). La Tabla 1 muestra los límites planetarios en los que se hecho el ejercicio de downscaling y se puede observar que en general este se ha hecho en países de la Unión Europea (Tabla 1). Independientemente de la escala a la que se ha hecho el

downscaling, los límites planetarios más evaluados han sido el cambio climático, el cambio en el uso de suelo y los ciclos de Fósforo (P) y Nitrógeno (N). En su conjunto, estos límites planetarios fueron evaluados en 12 de los 16 (75 %) trabajos revisados en este estudio (Tabla 1). El uso del agua dulce también se encuentra dentro de los límites planetarios más estudiados, analizado en 75% de los trabajos revisados en este estudio, aunque no necesariamente en conjunto con otros límites (Tabla 1). Por el contrario, la acidificación de los océanos, la pérdida en biodiversidad, el agotamiento del ozono estratosférico, la carga de aerosol atmosférico y la contaminación química son los límites planetarios que menos se reportan en la literatura, y solamente el 38 %, 25 %, 31 %, 19 % y 0 % de los trabajos han evaluado dichos límites planetarios, respectivamente (Tabla 1). La falta de información o accesibilidad a los datos son los principales impedimentos para la evaluación de los límites planetarios (Cole et al., 2014; Nykvist et al., 2013) o porque no están considerados dentro de los objetivos del estudio (Lucas y Wilting, 2018; O'Neill et al., 2018). Lo anterior indica que la falta de información es un desafío.

Otro de los grandes desafíos del downscaling es aplicar una metodología apropiada (ver Anexo 2: Marco metodológico de los límites identificados a nivel global, para una descripción de la forma en la que otros estudios han hecho el downscaling de los límites planetarios a nivel nacional), ya que no todos los límites planetarios tienen límites globales claros en los que el presupuesto (budget) se pueda distribuir fácilmente en forma igualitaria (e.g. entre las distintas personas del mundo), tal como lo es el caso del uso de agua dulce, por ejemplo (e.g. la distribución espacial del agua a nivel global es altamente heterogénea (Dao et al., 2015; Fanning y O'Neill, 2016; Rockström et al., 2009b). Asimismo, hemos identificado que no hay consenso en la metodología a utilizar por parte de los países, esto debido a la falta de información y/o a la calidad de los datos con los que cada país cuenta (Algunaibet et al., 2019; Li et al., 2019). Como consecuencia de lo anterior, varios trabajos han asumido la ausencia de heterogeneidad espacial para poder aplicar una distribución igualitaria en aquellos límites que son altamente heterogéneos (e.g. Nykvist et al., 2013; O'Neill et al., 2018). Por otra parte, aquellos estudios que sí han considerado la heterogeneidad espacial, también dependen de la información disponible, lo que también genera divergencia entre los resultados. Un ejemplo de estas diferencias se relaciona con el límite para la pérdida de biodiversidad, para este Cole et al., (2014) proponen evaluarla a través del porcentaje de ecosistemas en peligro o en estado crítico, Dao et al., (2015) por otro lado, la evalúan a través de porcentaje del daño potencial a la biodiversidad por tipo de cobertura de suelo y por bioma; mientras que Lucas y Wilting (2018), lo evalúan a través de la reducción en la abundancia promedio de las especies (ver Anexo 1: Caracterización de

los límites planetarios). Si bien estos intentos son con el fin de mejorar la certidumbre de los cálculos la heterogeneidad metodológica es un reto para los países.

Tabla 1. Límites planetarios a los que se les ha hecho el downscaling a nivel nacional y/o sectorial.

Cada columna representa un trabajo diferente. Los colores rojos representan el país en el que se ha hecho el downscaling.

	Nacional										Sectorial				
	Suecia	Sud- áfrica	Suiza	Paises bajos	Taiwán	Finlandia y Etiopía	España y Canadá	28	150	US	EU	Suecia	Dinamarca		
	Nykvist et al. 2013	Hoff et al. 2014	Cole et al. 2014	Dao et al. 2015	Dao et al. 2018	Lucas & Wiltng 2018	Huang et al. 2020	Kahiluoto et al. 2015	Faning & Oneill 2016	Fang et al. 2015	O'neill et al. 2018	Algunaibet et al. 2019	Ryberg et al. 2018	Ross et al. 2016	Brejnorod et al. 2017
Cambio climático	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Cambios en el uso de suelo	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
Ciclo del nitrógeno	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x
Ciclo del fósforo			x	x	x		x	x	x		x	x	x		x
Uso de agua dulce	x	x	x				x		x	x	x	x	x	x	x
Acidificación del océano				x	x		x					x	x		
Pérdida en biodiversidad			x	x	x	x									
Agotamiento del ozono estratosférico			x									x	x		x
Carga de aerosol atmosférico			x										x		x
Contaminación química															

Fuente: Elaboración propia

1.5 Objetivos

El objetivo de este estudio es la identificación de los límites ambientales a nivel del país y la evaluación de su estado (i.e., grado de transgresión o no transgresión) con el fin de proponer recomendaciones que apoyen el diseño de políticas públicas orientadas al cierre de la brecha ambiental en Chile con la perspectiva de un nuevo estilo de desarrollo compatible con el enfoque de las tres brechas (CEPAL, 2020) y el cumplimiento de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.

Los objetivos generales son los siguientes:

1. Identificar y calcular la brecha ambiental de Chile y su relación con escenarios de crecimiento en Chile, en cuanto a velocidad y en cuanto a cambio estructural, tomando como base el análisis de tres brechas definidas en el documento del Trigésimo octavo período de sesiones de la CEPAL (2020) “Construir un nuevo futuro Una recuperación transformadora con igualdad y sostenibilidad”.
2. Producir propuestas de políticas públicas para el cierre de la brecha ambiental en Chile con la perspectiva de un nuevo estilo de desarrollo y del cumplimiento de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible con base en el enfoque de gran impulso para la sostenibilidad, el cual, sobre la base de objetivos, políticas y metas sociales, sectoriales y ambientales, permita articular las políticas públicas y orientar las inversiones. Las políticas y sus combinaciones deben tener como objetivo permitir elevar sustancialmente la tasa de inversión y direccionar la inversión hacia la productividad, el cuidado ambiental, el empleo y la inclusión social, transformando los patrones de producción y consumo y poniendo la revolución tecnológica al servicio de un nuevo estilo de desarrollo.

Los objetivos específicos, por otra parte, se indican a continuación:

- Realizar una revisión del estado del arte respecto al establecimiento de límites a nivel planetario, así como de la metodología asociada al downscaling en diversas escalas.
- Realizar el downscaling para Chile, de los límites seleccionados. Estos son Flujos Bioquímicos: Nitrógeno y Fósforo, Agotamiento del Ozono estratosférico, Cambio climático, Uso de agua dulce, Cambio de uso de suelo, Pérdida de biodiversidad: Terrestre y Acuática, Contaminación atmosférica, Contaminación química, y Pesquerías.
- Entregar ejemplos de estrategias de crecimiento sustentable para lograr la carbono neutralidad, y en los sectores de Agricultura y Bosques.

- Entregar recomendaciones de políticas públicas orientadas a evitar o minimizar la transgresión de los límites seleccionados.

2 Selección de límites: el caso de Chile

En esta sección se presentan y se caracterizan cada uno de los límites planetarios que seleccionamos para ser evaluados a nivel nacional en Chile. Para cada límite por separado se presenta la metodología que se utilizó para convertir el límite planetario en un límite a nivel de país, el cálculo del límite y la evaluación de cómo está el rendimiento del país con respecto al valor del límite nacional.

Seleccionamos ocho de los nueve límites planetarios propuestos por Rockström et al. (2009a) (ver listado de los límites seleccionados más abajo). En Chile la pesquería es una importante actividad extractiva y económica del país, por lo tanto incorporamos la pesquería como un límite nacional y en total hablaremos de 10 límites dado que el límite de flujos biogeoquímicos consiste en dos límites ambientales (nitrógeno y fósforo). El límite de Acidificación considerado por Rockström et al. (2009a) no fue evaluado para el caso de Chile, sin embargo se discute en el Anexo.

Los límites planetarios que se seleccionaron para realizar el downscaling a nivel nacional en Chile fueron los siguientes:

- Flujos Biogeoquímicos: Nitrógeno
- Flujos Biogeoquímicos: Fósforo
- Agotamiento del Ozono estratosférico
- Cambio climático
- Uso de agua dulce
- Cambios de uso de suelo
- Pérdida en biodiversidad
- Contaminación atmosférica
- Contaminación química
- Pesquerías

2.1 Flujos Biogeoquímicos

El uso de fertilizantes en la agricultura es esencial para que el rendimiento de los cultivos satisfaga la demanda de alimento a nivel global (Espinoza, 2009). Chile es uno de los mayores consumidores de fertilizantes nitrogenados por hectárea en las Américas (Martín, 2017). Entre los países del consejo agropecuario del sur (CAS), Chile ocupa el tercer lugar en el consumo de fertilizantes tanto nitrogenados como fosfatados (Conde Prat et al., 2009).

2.1.1 Nitrógeno

Antecedentes nacionales

En Chile, el nitrógeno es el principal fertilizante consumido; alrededor del 46.1% de fertilizantes consumidos durante el periodo 2014 / 2015 estuvieron asociados al nitrógeno, los cuales son usados principalmente en la producción de cereales (39,3%), pastizales (19,9%) y frutales (16,7%) (Ulibarry, 2019).

Si bien la aplicación de fertilizantes favorece la producción de cultivos, su uso excesivo genera impactos adversos a la salud humana y del medio ambiente (Zhang et al., 2015). En los suelos agrícolas, alrededor del 25% del nitrógeno aplicado se pierde por lixiviación o escorrentía (Dao et al., 2015), lo cual produce contaminación y eutrofización en sistemas dulceacuícolas y marinos (Rockström et al., 2009a; Steffen et al., 2015). Esta situación es preocupante, ya que evaluaciones históricas han evidenciado que en Chile el input total de nitrógeno usado en la agricultura ha incrementado considerablemente, pero la eficiencia en el uso de este fertilizante ha disminuido. En consecuencia, la pérdida de nitrógeno al ambiente ha sido cada vez más alta (Zhang et al., 2015).

Variables operacionales

Para identificar las variables operacionales asociadas al flujo del nitrógeno utilizamos el marco conceptual DPSIR (por las siguientes siglas en ingles Driving Forces – Pressures – States – Impacts – Responses, (Patrício et al., 2016) (ver Anexo 2: Marco metodológico de los límites identificados a nivel global). En este caso, las variables operacionales identificadas fueron el uso de nitrógeno total y la pérdida de nitrógeno (ver Tabla 2).

Tabla 2. Aplicación del marco conceptual DPSIR para el downscaling del nitrógeno en Chile.

Ciclo	Impulsor	Presión	Observable	Impacto	Variable
biogeoquímico					operacional identificada

Nitrógeno	- Uso de nitrógeno por actividad agropecuaria y/o forestal a través de fertilizantes - Fijación de nitrógeno industrial	Pérdida / liberación de N	Niveles de nitrógeno en el agua	- Eutroficación - Eventos de anoxia en las aguas - Cambio climático	- Uso de nitrógeno total - pérdida / liberación de N
------------------	--	---------------------------	---------------------------------	---	---

Fuente: Elaboración propia

Enfoque metodológico

Considerando que en la literatura se han aplicado metodologías para el downscaling nacional del nitrógeno, que varían en el límite global usado y en el principio de asignación establecido para distribuir el presupuesto (ver Tabla 15 en Anexo 2: Marco metodológico de los límites identificados a nivel global), es que para este estudio evaluamos el límite nacional del nitrógeno con las metodologías que más se han utilizado (ver Tabla 3). Lo anterior nos permitirá identificar el impacto de usar una metodología por sobre otra y evaluar su conveniencia.

Tabla 3. Metodologías que se aplicaron para hacer el downscaling del nitrógeno a nivel nacional en Chile.

En todos los casos el enfoque y la dimensión temporal son top-down y yearly budget.

Referencia	Variable operacional	Valor del límite global utilizado	Principio de asignación aplicado	Estimación del límite para Chile
(Nykvist et al., 2013)	Cantidad de nitrógeno total utilizado en fertilizantes	35 Tg N a ⁻¹ (Rockström et al., 2009a)	Equal share (per cápita)	<u>Equal share (per cápita)</u> Por persona 4,56 Kg N a ⁻¹ pp Total país 8.64E+07 Kg N a ⁻¹
(Dao et al., 2018, 2015)	Pérdida de nitrógeno hacia al ambiente por parte de la agricultura	47,6 Tg N a ⁻¹	Hybrid-allocation. Originalmente es per cápita pero también lo calculamos por	<u>Hybrid-allocation (per cápita)</u> Por persona 6,2 Kg N a ⁻¹ pp Total país 1,18E+08 Kg N a ⁻¹

			superficie de cultivo (per área)	<u>Hybrid-allocation (per área)</u> Por km ² 2,81E+03 Kg N a ⁻¹ km ⁻² Total país 7,60E+07 Kg N a ⁻¹
(Algunaibet et al., 2019; Lucas y Wilting, 2018; O’Neill et al., 2018)	Cantidad de nitrógeno utilizado en fertilizantes	62 - 82 Tg N a ⁻¹ (Steffen et al., 2015)	Equal share (per cápita)	<u>Equal share (per cápita)</u> Por persona 8,08 – 10,69 Kg N a ⁻¹ pp Total país 1,53E+08 – 2,03E+08 Kg N a ⁻¹
(Huang et al., 2020)	Cantidad de nitrógeno utilizado en fertilizantes	62 - 82 Tg N a ⁻¹ (Steffen et al., 2015) Convierte el límite global a superficie de agricultura 4100 – 5500 Kg N km ⁻² a ⁻¹	Equal share (per área)	<u>Equal share (per área)</u> Por km ² 4,1E+03 – 5,5 E+03 Kg N km ⁻² a ⁻¹ Total país 1,11E+08 – 1,49E+08 Kg N a ⁻¹

Fuente: Elaboración propia

Las alternativas utilizadas en este estudio se basaron un enfoque top-down, no pudimos trabajar con un enfoque bottom-up ya que los datos disponibles para determinar la cantidad de nitrógeno total que se ha aplicado en los cultivos de Chile están expresados como la cantidad de nitrógeno total aplicado a nivel nacional (FAOSTAT, 2020a; SNICHILE, 2020; Zhang et al., 2015). Por lo tanto, el valor del límite global que utilizamos dependió de la alternativa en la que nos basamos para hacer el downscaling (Tabla 3). En cuanto a la dimensión temporal, y siguiendo el consenso que hay en la literatura (Tabla 15 en Anexo 2: Marco metodológico de los límites identificados a nivel global), consideramos el límite del nitrógeno como un presupuesto anual (yearly budget). En relación con el principio de asignación, el cómo se consideró la distribución del presupuesto varió en función de la variable operacional analizada. Por ejemplo, para la evaluación de la variable operacional asociada a la cantidad de nitrógeno utilizado en fertilizantes utilizamos el principio equitatividad “equal share”, mientras que para la evaluación de la pérdida / liberación de nitrógeno utilizamos el principio asignación híbrida “hybrid-allocation”. Asimismo, cuando los datos lo permitieron, la distribución del presupuesto nacional la hicimos basada en el

tamaño poblacional (per cápita) y en la superficie destinada para los cultivos (per área) (Tabla 3). Por lo tanto, el cálculo del presupuesto nacional lo hicimos utilizando las siguientes ecuaciones y dependiendo de la aproximación que se explicó anteriormente:

Equitatividad per cápita (EPC)

$$P_{pc} = \frac{L_g}{N_g} \quad (1)$$

$$P_n = P_{pc} \times N_n \quad (2)$$

Donde P_{pc} es el presupuesto per cápita, L_g corresponde al límite global, N_g al tamaño de la población global, P_n es el presupuesto nacional y N_n el tamaño de la población nacional.

Equitatividad per area (EPA)

$$P_{pa} = \frac{L_g}{SC_g} \quad (3)$$

$$P_n = P_{pa} \times SC_n \quad (4)$$

Donde P_{pa} corresponde al presupuesto por área, SC_g a la superficie de cultivo global y SC_n la superficie de cultivo nacional.

Asignación híbrida per cápita (AHPC)

$$PC_{pc} = \frac{N_n}{N_g} \quad (5)$$

$$P_n = PC_{pc} \times L_g \quad (6)$$

Asignación híbrida per área (AHPA)

$$PC_{pa} = \frac{SC_n}{SC_g} \quad (7)$$

$$P_n = PC_{pa} \times L_g \quad (8)$$

donde PC_{pc} corresponde a la proporción compartida *per cápita*, N_n corresponde al tamaño poblacional nacional, PC_{pa} representa la proporción compartida *per área*.

El origen de los datos varió y utilizamos fuentes distintas, por ejemplo, los datos del tamaño poblacional (número de personas) a nivel global y nacional los obtuvimos a partir de los datos del banco mundial para el año 2019 (banco mundial de datos, 2020). Los datos de superficie de cultivo global fueron extraídos desde los datos de superficies de cultivos reportados por la FAO para el 2018 (FAOSTAT, 2020), mientras que los datos de superficie de cultivos para Chile, los obtuvimos de los datos oficiales reportados por el Ministerio del Medio Ambiente (SNI CHILE, 2020). La cantidad de nitrógeno que se ha aplicado en los cultivos en Chile por medio del uso de los fertilizantes son los reportados por el MMA (SNI CHILE, 2020), y que representan una serie histórica desde 1990 hasta 2016. La pérdida de nitrógeno que va dirigida a los sistemas acuáticos la calculamos también con estos datos, pero asumimos que el 25% de la cantidad total de nitrógeno aplicado en los cultivos se pierde (de acuerdo a Dao et al., 2015). Asimismo, a la cantidad de nitrógeno que se pierde por parte del uso de fertilizantes en los cultivos, le sumamos la cantidad de nitrógeno que aporta la salmonicultura a los ecosistemas acuáticos. El criterio fue considerar el aporte de nutrientes provenientes desde la salmonicultura porque el límite ambiental de nitrógeno está asociado con evitar la eutrofización de los sistemas costeros y de agua dulce (Rockström et al., 2009a). En Chile la salmonicultura es una importante actividad agropecuaria (Quiñones et al., 2019a) que contribuye con nitrógeno a los ecosistemas acuáticos a través del alimento que se utiliza para la producción de los peces (Niklitschek et al., 2013), sin embargo, este efecto no se había considerado anteriormente. En este trabajo calculamos la cantidad de nitrógeno que la salmonicultura aporta a los ecosistemas acuáticos, considerando que la producción de 100 toneladas de peces libera 7800 Kg de nitrógeno (Folke et al., 1994) y escalamos este dato a la cantidad de salmones producidos en Chile desde el año 1991 al 2016, los datos que fueron extraídos desde el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA, 2020).

Límites asociados al Nitrógeno

Para las dos variables operacionales aquí evaluadas (cantidad de nitrógeno total utilizado en fertilizantes vs. pérdida / liberación de nitrógeno al ambiente) encontramos que tal y como lo discutimos en la sección 1.4, no es trivial la forma en la que se realiza el downscaling. En el caso del límite asociado a la cantidad de nitrógeno total utilizado en fertilizantes, el valor de los límites nacionales dependió de la metodología de referencia que se utilizó (Tabla 3). En el caso del límite asociado a pérdida / liberación de nitrógeno al

ambiente, el valor de los umbrales nacionales es más alto cuando se utiliza una asignación híbrida per cápita (AHPC, ecuaciones 5 y 6) vs. cuando se realiza una asignación asignación híbrida per área (AHPA, ecuaciones 7 y 8) (Tabla 3).

La Figura 2 muestra que para ambas variables operacionales, Chile ya transgredió los límites nacionales. En el caso de la cantidad de nitrógeno que aplican los cultivos por medio de los fertilizantes (Figura 2A), en el año 2016 se aplicó entre 38.95% a 75% más fertilizante con respecto al valor máximo calculado para el límite nacional basado en la aproximación *equitativa per capita* (EPC) y equitatividad per área (EPA), respectivamente. En el caso de la de pérdida / liberación de nitrógeno al ambiente (Figura 2B), la cantidad de nitrógeno que se libera por parte de la salmonicultura es similar a la que se pierde por parte de la agricultura. En el año 2016 la pérdida / liberación de nitrógeno total (agricultura + salmonicultura) superó el valor del límite nacional basado en una aproximación AHPA en un 51,9%; mientras que, al usar una aproximación HAPC, estuvo por debajo del límite en un 1,8%.

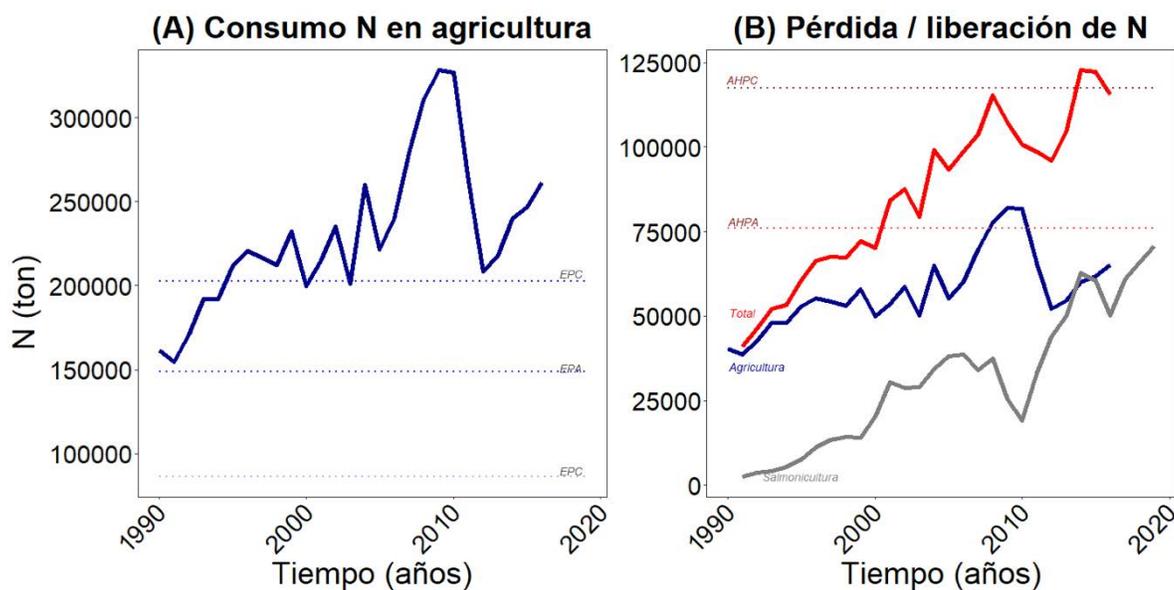


Figura 2. Cantidad de nitrógeno total (escala logarítmica) que (A) se ha estado aplicando en los cultivos producto del uso de fertilizantes y (B) que se ha estado perdiendo / liberando a los cuerpos de agua por parte de la agricultura (línea azul) y salmonicultura (línea gris) y del total de ambas (línea roja) en Chile.

Las líneas punteadas representan los límites nacionales superiores calculados con las distintas metodologías que han aplicado un enfoque top-down (ver Tabla 3).

Fuente: Elaboración propia

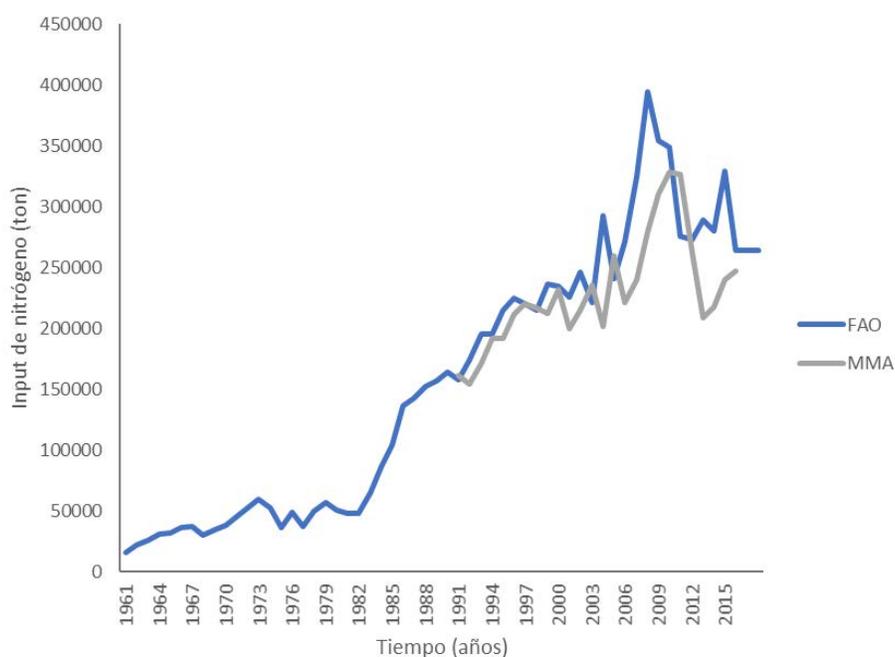
Observaciones finales del límite nacional del nitrógeno

La metodología de *EPA* (Huang et al., 2020) es la que consideramos más correcta para estimar el límite nacional de la cantidad de nitrógeno que se puede aplicar en los cultivos por medio de los fertilizantes, debido a que toma en cuenta el área efectiva donde se realiza actividad agrícola. En este contexto, Chile debiese disminuir en, a lo menos, un 75% la cantidad de nitrógeno que se aplica a través de los fertilizantes. El análisis muestra que entre los diferentes tipos de cultivos, el del maíz es el que incorpora la mayor cantidad de nitrógeno total (Zhang et al., 2015). Por lo tanto, este podría ser un tipo de cultivo al que se le podría aplicar acciones para reducir la brecha ambiental. El estar excedidos en el límite del nitrógeno significa que la agricultura aplica más fertilizante de lo que los cultivos requieren, de hecho, (Zhang et al., 2015) calcularon que en Chile el excedente del nitrógeno (surplus) ha aumentado considerablemente entre los años 1960 y 2011, alcanzando 28115 Kg N km⁻² en el año 2011. Si consideramos que el excedente no es utilizado por las plantas, parte de la brecha ambiental puede ser fácilmente reducible y con ganancias para la agricultura. Con respecto a la pérdida / liberación de nitrógeno en Chile, se observa que se excede el valor del límite nacional, sobretodo considerando que la aproximación por área es la que mejor representa el uso de fertilizantes efectivo (Figura 2). El reducir este límite, y para el caso general de la agricultura, se puede lograr si disminuye (o se controla) la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados, considerando que esto no necesariamente significa una disminución en la producción. El caso de la salmonicultura, por otro lado, debe considerar que existen técnicas de bioremediación que podrían aliviar en un 80% el monto de nitrógeno liberado a través de lo que se denomina una acuicultura multitrófica integrada, en la que se cultivan salmones en asociación con cultivos de algas y/o cultivos de mitílidos, y donde el exceso de nutrientes en los salmones es consumido por las algas y/o los mitílidos (Buschmann et al., 2001, 2009a; Mente et al., 2006).

La distribución geográfica de los límites asociados al nitrógeno es difícil de evaluar de manera directa debido a la falta de información centralizada. Sin embargo, Chile cuenta con el atlas de la calidad de aguas (MOP, 2015), el cual presenta información respecto de la concentración de nitrógeno medida en las diferentes cuencas a lo largo de Chile. Esta información podría ser considerada como un indicador indirecto de la pérdida de nitrógeno por parte de la agricultura (ya que no sabemos cuánto, por sobre la concentración de nitrógeno basal o sin agricultura, se encuentra cada cuenca) y nos permitiría identificar áreas que concentran las mayores pérdidas de nitrógeno y que representan un foco rojo en donde comenzar a pensar en estrategias para la reducción de este límite. Por ejemplo, pudimos identificar que las cuencas entre Atacama y Rancagua son las que concentran mayores concentraciones de nitrógeno. Por otro lado, las regiones que podrían estar

presentando una mayor pérdida de nitrógeno son aquellas que concentran mayor cantidad de hectáreas agrícolas, lo que ocurre entre las Regiones de Coquimbo y Los Lagos. Asimismo, en relación a la pérdida por acuicultura, la mayor parte de la biomasa de salmones proviene de centros de cultivos que se encuentran en la Patagonia (SERNAPESCA, 2020) principalmente en la Región de los Lagos, la de Aysén y la de Magallanes en la zona sur de Chile. Por lo tanto, las estrategias a nivel país deben ajustarse al contexto regional.

Las estimaciones aquí realizadas podrían refinarse aún más si existieran inventarios de uso de fertilizantes mas desagregados, a niveles de predios, cuencas o municipios, por ejemplo. Por otro lado, el reporte de los datos existentes varia dependiendo de la fuente consultada. Zhang et al. (2015), reporta valores muy por sobre los valores reportados por FAOSTAT (FAOSTAT, 2020a) y los reportados oficialmente por el MMA (SNI CHILE, 2020). Por otra parte, si bien los valores reportados en FAOSTAT son similares a los reportados en el MMA , FAOSTAT puede sobreestimar los valores de nitrógeno aplicado en los cultivos (Figura 3) ya que a nivel nacional se identifica que una parte del nitrógeno reportado por FAOSTAT es destinado a la industria (SNI CHILE, 2020) ¹. En consecuencia, no existe un consenso sobre la forma en la que se declaran estas estadísticas, pero lo que sí podemos decir es que Chile ha rebasado este límite ambiental.



¹ Información consultada al MMA a través de la ley de transparencia (Ley 20.285)

Figura 3. Valores históricos de la cantidad de nitrógeno que se aplica en los cultivos que son reportado por la FAO (línea azul) y el MMA (línea gris).

Fuente: Elaboración propia

2.1.2 Fósforo

Antecedentes nacionales

El fósforo es un nutriente esencial para todas las formas de vida, pero su disponibilidad en los suelos naturales es muy baja (Hart et al., 2004). En consecuencia, la agricultura requiere fertilizar los suelos con fósforo para poder alcanzar el máximo rendimiento de los cultivos. En Chile, el fósforo es el segundo fertilizante más consumido después del nitrógeno. Durante el periodo 2014 / 2015 el 30.6% de fertilizantes consumidos estuvieron asociados al fósforo, los cuales son usados principalmente en la producción de cereales (33.1%), pastizales (32.3%) y frutales (7.7%) (Ulibarry, 2019).

Variables operacionales

Para identificar las variables operacionales asociadas al flujo del fósforo utilizamos el marco conceptual DPSIR (Patricio et al., 2016). En este caso, la variable operacional seleccionada fue el uso de fósforo total que se aplican a los cultivos por medio de los fertilizantes (ver Tabla 4). A diferencia del downscaling del ciclo del nitrógeno, para el downscaling del ciclo del fósforo, en las variables operaciones no seleccionamos la pérdida / liberación de fósforo, (ver Tabla 4) ya que, en los estudios previos aquí citados, no se define un valor del límite global para la pérdida del fósforo, no obstante lo anterior, sí calculamos el fósforo liberado por actividades agrícolas y la acuicultura, aunque no podamos calcular un límite.

Tabla 4. Aplicación del marco conceptual DPSIR para el downscaling del fósforo en Chile.

Ciclo biogeoquímico	Impulsor	Presión	Observable	Impacto	Variable operacional identificada
Fósforo	Uso de fertilizantes por actividad agropecuaria y / o forestal	Pérdida / liberación de P	Niveles de fósforo en el agua	- Eutroficación - Eventos de anoxia en las aguas	Uso de fósforo total

Fuente: Elaboración propia

Enfoque metodológico

La evaluación del límite nacional del fósforo se llevó a cabo utilizando metodologías que se han aplicado basadas un enfoque top-down (ver Tabla 5) esto debido a que los datos disponibles para determinar la cantidad de fósforo total que se aplica en los cultivos de Chile no están disponibles a nivel regional, solo a nivel nacional (FAOSTAT, 2020a). En cuanto a la dimensión temporal, y siguiendo el consenso que hay en la literatura consideramos el límite del fósforo como un presupuesto anual (yearly budget) (ver Tabla 15 en Anexo 2: Marco metodológico de los límites identificados a nivel global). El principio de asignación para distribuir el presupuesto se hizo utilizando en todos los casos el principio equitatividad, excepto cuando nos basamos en la metodología aplicada por (Dao, 2015), en la que aplicamos el principio asignación híbrida. Finalmente, la distribución del presupuesto nacional la hicimos basada en el tamaño poblacional (per cápita) y en la superficie destinada para los cultivos (*per area*) (Tabla 5), cuando tuvimos datos de esta naturaleza. Por lo tanto, el cálculo del presupuesto nacional lo hicimos utilizando las ecuaciones descritas en la sección 2.1.1, en específico desde la ecuación 1 a la 8.

Tabla 5. Metodologías que se aplicaron para hacer el downscaling del fósforo a nivel nacional en Chile.

En todos los casos el enfoque y la dimensión temporal son top-down y yearly budget.

Referencia	Variable operacional	Valor del límite global utilizado	Principio de asignación aplicado	Estimación del límite para Chile
(Dao et al., 2018, 2015)	Cantidad de fósforo utilizado en fertilizantes	38,5 Tg P a ⁻¹	Hybrid-allocation. Originalmente es per cápita pero nosotros además la transformamos a superficie de cultivo (per área)	<p><u>Hybrid-allocation (per cápita)</u> <u>Por persona</u> 5,05 Kg P a⁻¹ pp <u>Total país</u> 9,51E+07 Kg P a⁻¹</p> <p><u>Hybrid-allocation (per área)</u> <u>Por km²</u> 2.28E+03 Kg P y⁻¹ km⁻² <u>Total país</u> 6.15E+07 Kg P y⁻¹</p>

(Huang et al., 2020)	Cantidad de fósforo utilizado en fertilizantes	6,2 – 11,2 Tg P a ⁻¹ (Steffen et al., 2015) Convierte el límite global a superficie de agricultura 410 – 750 Kg P km ⁻² a ⁻¹	Equal share (per área)	<u>Equal share (per área)</u> Por km ² 4,1E+02 – 7,5 E+02 Kg P km ⁻² a ⁻¹ <u>Total país</u> 1,11E+07 – 2,03E+07 Kg P a ⁻¹
(Fanning y O’Neill, 2016)	Cantidad de fósforo utilizado en fertilizantes	6,2 Mt P y ⁻¹ (Steffen et al., 2015) Divide el límite global por el área global total de tierra arable en el 2015 que resulta en: 4,5 kg P ha	Equal share (per área)	<u>Equal share (per área)</u> Por km ² 3,66E+02 – 6,62 E+02 Kg P km ⁻² a ⁻¹ <u>Total país</u> 9,90E+06 – 1,79E+07 Kg P a ⁻¹
(Lucas y Wilting, 2018; O’Neill et al., 2018)	Cantidad de fósforo utilizado en fertilizantes	6,2 Tg P a ⁻¹ (Steffen et al., 2015)	Equal share (per cápita)	<u>Equal share (per cápita)</u> Por persona 0,81 – 1,46 Kg P a ⁻¹ pp <u>Total país</u> 1,53E+07 – 2,77E+07 Kg P a ⁻¹

Fuente: Elaboración propia

En término de las bases de datos utilizadas, los datos del tamaño poblacional (número de personas) provienen del banco mundial para el año 2019 (Banco Mundial, 2021); los datos de superficie de cultivo global corresponden al año 2018 (FAOSTAT, 2020), mientras que los datos de superficie de cultivos para Chile, desde los datos oficiales reportados por el Ministerio del Medio Ambiente (SNI CHILE, 2020). Asimismo, es importante considerar que la pérdida de fósforo es altamente dependiente de las condiciones del suelo (Dao et al., 2015), pero al no contar con este nivel de detalle, decidimos utilizar el valor promedio de las pérdidas de fósforo que se han calculado para distintos tipos de suelos y cuyo valor es 7,2 % (Hart et al., 2004). Por último, decidimos considerar también el aporte de fósforo proveniente de la salmonicultura, ya que tal como para el caso del nitrógeno, esta es una importante actividad agropecuaria que contribuye con cantidades importantes de nutrientes a los ecosistemas acuáticos a través de los pellets que no son consumidos por los peces (Buschmann et al., 2009b; Niklitschek et al., 2013; Quiñones et al., 2019a). El cálculo

de la cantidad de fósforo que la salmonicultura aporta a los ecosistemas acuáticos, se hizo considerando que la producción de 100 toneladas de peces libera 950 Kg de fósforo (Folke et al., 1994). Los datos de la cantidad de salmones producidos en Chile desde el año 1991 al 2016 fueron extraídos desde el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA, 2020).

Límites asociados al Fósforo

El límite nacional de la cantidad de total de fósforo que se puede aplicar en los cultivos por medio de los fertilizantes dependió de la metodología que se adoptó para realizar el downscaling. El valor de los umbrales nacionales es más alto cuando se utiliza una asignación *per cápita* vs. cuando se realiza una asignación *per area* cultivada (Tabla 5).

Con todas las aproximaciones utilizadas (excepto por la aproximación AHPC) se encontró que Chile ya transgredió sus límites nacionales del uso de fósforo en los fertilizantes desde el año 1982 (Figura 4) y que el consumo histórico de fósforo en los cultivos ha aumentado (Figura 4A). En función de los límites que se calcularon con las aproximaciones *per area* de cultivo, el consumo de fósforo en el 2018 está transgredido en un 28,7% cuando se compara con respecto al límite máximo que se obtuvo con la aproximación AHPA; mientras que dicha transgresión aumenta a un 289,7% cuando se compara respecto al límite máximo que se obtuvo con la aproximación EPA (Figura 4A). Por otra parte, y a pesar de que no existe un límite nacional para la pérdida / liberación de fósforo al ambiente, encontramos que, desde el 2018, la cantidad de fósforo que se libera al ambiente por parte de la salmonicultura superó la cantidad que se pierde por parte de la agricultura (Figura 4B). En conjunto, ambas actividades liberan una cantidad equivalente a los límites nacionales calculados para el consumo de fósforo en fertilizantes calculados usando EPA y EPC (comparar Figura 4A con B).

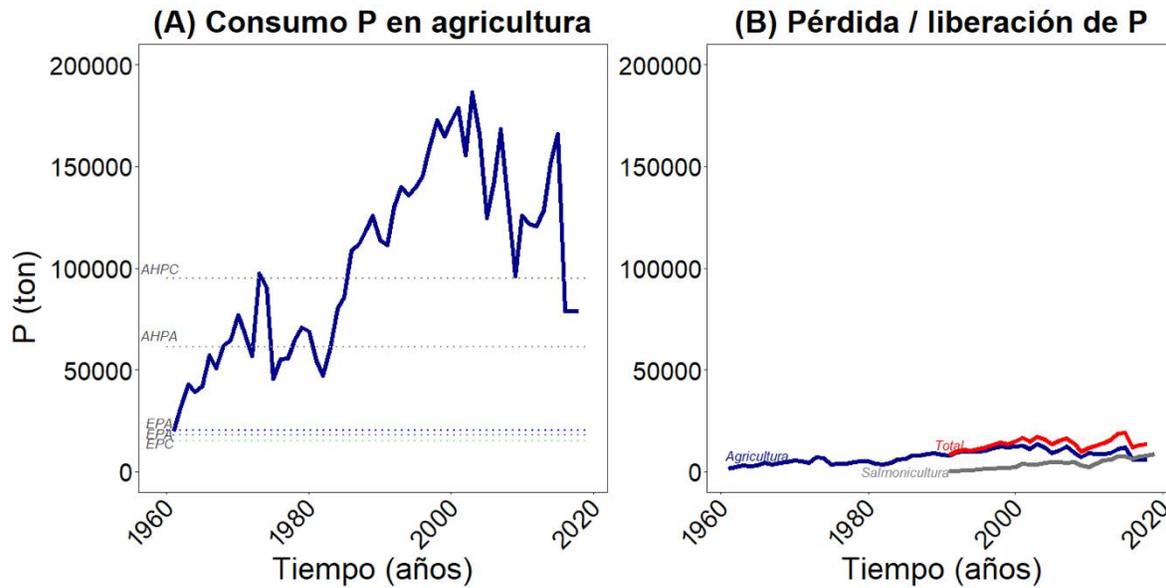


Figura 4. Cantidad de fósforo total (escala logarítmica) que (A) se ha estado aplicando en los cultivos producto del uso de fertilizantes y (B) que se ha estado perdiendo / liberando a los cuerpos de agua por parte de la agricultura (línea azul) y salmonicultura (línea gris) en Chile. Las líneas punteadas representan los límites nacionales calculados con las distintas metodologías que han aplicado un enfoque top-down (ver Tabla 5).

Fuente: Elaboración propia

Observaciones finales del límite nacional del fósforo

Los análisis para el caso del fósforo sugieren que, al igual que para el del nitrógeno, la metodología de *EPA* (Huang et al., 2020) es la más correcta para estimar los límites nacionales de estos flujos biogeoquímicos. El *EPA* permite asimismo, calcular la cantidad de fósforo que se puede aplicar en los cultivos por medio de los fertilizantes, y toma en cuenta el área efectiva donde se realiza actividad agrícola. En este contexto, para que Chile pueda alcanzar a estar a lo menos en el rango superior del límite nacional, debiese disminuir en un 290% la cantidad de fósforo que se aplica a través de los fertilizantes. Sin embargo, es importante recalcar que estos valores podrían aumentar o disminuir regionalmente, ya que utilizamos un valor promedio de pérdida que es independiente del tipo de suelo (Hart et al., 2004).

2.2 Agotamiento del Ozono estratosférico

Método de Downscaling: Agotamiento del Ozono estratosférico

En Chile, el Programa para la Protección de la Capa de Ozono es el resultado de la aplicación de los compromisos asumidos por el país con la firma del Protocolo de Montreal, cuyo objetivo es controlar y reducir el consumo de Sustancias Agotadoras de la capa de Ozono (SAO). El programa, diseñado en 1992, propuso la eliminación del consumo de clorofluorocarbonos (CFC), halones y tetracloruro de carbono al 2006, en función del consumo estimado para 1989 (Ministerio de Hacienda, 2000). Las SAO ya fueron eliminadas completamente, pero en su reemplazo se introdujeron hidroclorofluorocarbonos (HCFC) (SAO de menor potencial de agotamiento de la capa de ozono) e Hidrofluorocarbonos (HFC) (gases de efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global), que también tienen efectos nocivos sobre la capa de ozono. Por lo anterior, Chile se comprometió a reducir en un 45% el consumo de HCFC al 2020 y del 65% al 2021, aun cuando la meta de reducción según el Protocolo de Montreal es de 35% para el 2020 y un 65% para el 2025 (Ministerio de Medio Ambiente, 2018). A nivel nacional se espera que finalmente al año 2030 se reduzca en un 97,5% el consumo (las importaciones) de HCFC, quedando solo un 2,5% exclusivo para mantenciones de sistemas de refrigeración y aire acondicionado. Para lograr esto, a partir del 2040 se prohibirá el uso de estos gases por completo (Ministerio de Medio Ambiente, 2021). El calendario de reducción de las SAO se expresa en volumen de las sustancias a controlar en toneladas de potencial agotador de la capa de ozono (ton. PAO) (BCN, 2020).

Otro compromiso internacional está en el marco de la Enmienda de Kigali (MMA y ONUDI, 2020), la cual entró en vigor el 1 de enero de 2019, Chile se ha comprometido a incorporar medidas de control a la producción y consumo de HCFC. A nivel mundial se estima que con dicha Enmienda se reducirá más del 80% de la producción de HFC en los primeros 30 años, lo que podría contribuir a evitar el aumento de hasta 0,4º de calentamiento global a final de siglo. El calendario de reducción indica que los países en desarrollo como Chile inicien su transición en el 2024 para alcanzar una reducción del 80% al 2045. Chile ya a comenzando a utilizar el sistema de licencias (registro) de HFC en el 2019 y en el 2024 se espera comenzar con el sistema cuotas, es decidir de distribución de volúmenes máximos de importación de HFC (MMA et al., 2020; MMA y ONUDI, 2020).

En resumen, para realizar el downscaling de este límite se debe considerar que la variable operacional son las sustancias agotadoras de la capa de ozono medidas en toneladas de potencial agotador de ozono (ton. PAO). El enfoque utilizado fue comparar el consumo de sustancias a nivel nacional vs. lo que cada parte o país se comprometió para el

cumplimiento del protocolo de Montreal con el fin de disminuir el uso de las SAO. La dimensión temporal utilizada es la de “Yearly Budget”, aunque si bien las reducciones propuestas no son idénticas cada año, sí se proponen calendarios de reducción anual para la disminución de SOA en concordancia con lo acordado en dicho Protocolo. Finalmente, el principio de distribución se realizó calculando el valor total del país, sin considerar un principio de asignación, es decir a partir de la determinación de una línea base nacional se realiza una reducción paulatina del consumo de SAO en el país

Límite: Ozono Estratosférico

Si bien las concentraciones de ozono estratosférico no pueden desglosarse a escala nacional, las emisiones de acuerdo con el Protocolo de Montreal se notifican a escala nacional. El Protocolo de Montreal contiene calendarios de eliminación acordados internacionalmente para la producción y consumo de 96 sustancias que agotan la capa de ozono (Cole et al., 2014). Chile al 2015 eliminó todas las SAO excepto los HCFC produciendo 41,76 Ton PAO en el 2018 (INE, 2020).

El presupuesto o “budget” de este límite en Chile está establecido de acuerdo con el compromiso del gobierno de Chile en el marco del Protocolo de Montreal. Chile se comprometió a reducir el consumo (importaciones) de los HCFC respecto de la línea base, en un 45% para el año 2020 y en un 65% en el año 2021 (Ministerio de Medio Ambiente, 2018), donde la línea base es de 87,51 toneladas PAO para este grupo de SAO (INE, 2020). Por lo tanto, en el año 2020 las reducciones deberían haber llegado a 39,4 toneladas PAO. Meta que fue cumplida exitosamente de acuerdo con el reporte de la Secretaria de Ozono de la ONU (2021) en 2020 (<https://ozone.unep.org/countries>), donde se indica que en ese año el consumo de HCFC fue de 27 toneladas PAO.

En cuanto a la Enmienda de Kigali, aun no se ha definido un presupuesto para los HFC en Chile, pero el cronograma para la reducción de consumo establece que aun se encuentra en desarrollo la línea base para lograr en primera instancia la congelación del consumo en el 2024, y una disminución gradual en el tiempo que permita llegar a una reducción del 80% al 2045. La línea base se definirá como el promedio de consumo de HFC durante los años 2020 a 2022, más la línea base de los HCFC (MMA et al., 2020). El sistema de distribución de volúmenes máximos de importaciones de HFC aún no entra en vigencia (pronosticado para el año 2024), pero comenzó el sistema de licencia (registro) de HFC en 2019, lo que ha significado llevar un registro de importaciones y exportaciones de HFC administrado por el Servicio Nacional de Aduanas (MMA et al., 2020; MMA y ONUDI, 2020). Este cambio ha disminuido el consumo de HFC de 4.763.683 ton de CO₂ equivalente en 2019 a 4.465.255 en el 2020 como se indica en el reposte de la Secretaria de Ozono de la ONU (<https://ozone.unep.org/countries>).

2.3 Cambio Climático

Método de Downscaling: Cambio Climático

La emisión de gases de efecto invernadero en Chile, para el año 2018, fue de 112.3 MtCO₂ entre los sectores de Energía, IPPU (Procesos industriales y uso de productos), Agricultura y Residuos. El sector UTCUTS (Uso de la tierra, cambio del uso de la tierra y silvicultura) corresponde al sector sumidero en el país, con una captura total para el mismo año de -63,9 MtCO₂. Con lo anterior, la emisión neta del país corresponde a 48,3 MtCO₂ (Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2021), pero eso no nos da información acerca del límite planetario.

El límite planetario de 350 p.p.m de CO₂ en la atmósfera es un indicador de estado, de acuerdo con la clasificación de DPSIR (Ver Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). Sin embargo, para hacer el downscaling a nivel país, es necesario traducir esta variable a un indicador de presión y que corresponde a la emisión de gases de efecto invernadero (Dao et al., 2015). El alcance territorial de este límite para el caso de este estudio será a nivel país.

Para hacer el downscaling de este límite es posible considerar como variable operacional la emisión de CO₂ equivalente, y una aproximación comúnmente utilizada es el método de *Equal share per cápita* considerando el presupuesto anual y el presupuesto a lo largo del tiempo como escalas. Estas se definen de la siguiente forma:

Presupuesto anual (*yearly Budget*)

En la estimación del límite con una metodología de presupuesto anual se utilizaron las ecuaciones 1 y 2 mostradas en la Sección 2.1.1. Para esta escala temporal se selecciona un año de referencia y el límite permanece estático para el periodo considerado, variando a nivel per cápita solamente según la variación demográfica del país (Dao et al., 2015). El análisis considero los valores de referencia para el año 2015, lo cual tiene la utilidad de realizar la comparación con las emisiones reales del país hasta el 2018.

- Población del país en el año de referencia: La población del país para el año 2015 se estima en 17.969.356 personas (Banco Mundial, 2020)
- Población mundial en el año de referencia: La población mundial en el año 2015 fue de 7.339 millones de personas (Banco Mundial, 2020)
- Límite planetario año de referencia: para el año 2015 el límite planetario de emisiones fue de 12,3 GtCO₂eq (Dao et al., 2015)

Con lo anterior se estima un límite para Chile de 30,18 MtCO₂eq para el año de referencia 2015. Este límite permanece fijo para los años siguientes, y el valor per cápita va variando a lo largo de los años según la evolución de la población del país.

Las emisiones netas, según INGEI 2021, corresponden a 35,46 MtCO₂eq para el año 2016, 99,5 MtCO₂eq para el año 2017, y 48,32 MtCO₂eq para el año 2018, mostrando que el límite se encuentra excedido para todos estos años.

Presupuesto a lo largo del tiempo (*budget over time*)

Este presupuesto lo podemos estimar como:

$$P_{2019-2100} = \frac{N_n(1990)}{N_g(1990)} \times PG_{1990-2100} - E_n(1990-2018) \quad (9)$$

donde $P_{2019-2100}$ corresponde al presupuesto del país entre los años 2019 y 2100, $N_n(1990)$ corresponde a la población nacional en 1990 y $N_g(1990)$ corresponde a la población global en 1990, $PG_{1990-2100}$ corresponde al presupuesto global entre 1990 y 2100 y $E_n(1990-2018)$ corresponde a las emisiones del país entre 1990 y 2018.

El presupuesto a lo largo del tiempo se puede calcular a partir de la metodología y valores de referencia de Dao et al., (2015), que considera el presupuesto restante a nivel país hasta el 2100, y a partir del gasto que ya se ha realizado del presupuesto hasta cierto año de referencia (Dao et al., 2015). En el caso de Chile es posible calcular un presupuesto restante a partir del año 2019, considerando la información contenida en el último Informe de emisión de gases de efecto invernadero (Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2021).

Utilizando la ec. 9, se calculó el presupuesto restante del país para el periodo 2019-2100, utilizando la siguiente información:

- Población del país en 1990: en este año, la población de Chile se estima en 13.274.617 personas (Banco Mundial, 2020).
- Población mundial en 1990: la población a nivel mundial para 1990 se estima en 5,28 mil millones de personas (Banco Mundial, 2020).
- Presupuesto mundial: el presupuesto mundial total de GEI para el periodo 1990-2100 se obtiene en este caso sumando al presupuesto a lo largo del tiempo conocido para un año definido, las emisiones entre 1990 y ese año. En este caso, se utiliza la información de Dao et al. (2015), que indica que las emisiones restantes para un 50% de probabilidad de mantenerse bajo el límite de aumento de temperatura de 2°C corresponde a 1.473 GtCO₂eq el año 2010. Para estimar el presupuesto desde 1990, se le suman las emisiones globales entre 1990 y 2009, que corresponden a 674,01 GtCO₂eq (Banco Mundial, 2020).

- Emisiones del país entre 1990 y 2018: las emisiones por parte del país en este periodo de tiempo fueron de 456,6 MtCO₂eq (Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2021)

Con lo anterior, el presupuesto disponible para el país a partir de 2019 fue de 4,94 GtCO₂eq hasta el año 2100. Considerando que en esta estimación se considera mantenerse por debajo de un aumento de 2°C de temperatura, resulta un límite menos estricto que los límites asociados a un aumento de temperatura de sólo 1,5°C, que proponen los acuerdos internacionales.

Otras metodologías

Climate Action Tracker (CAT)

Otra metodología para estimación de presupuesto a lo largo del tiempo a nivel país, considerando distintos criterios de distribución, es la planteada por Climate Action Tracker (CAT). CAT es un análisis científico independiente de las emisiones y políticas públicas de diversos países, responsables de más del 80% de las emisiones de GEI a nivel mundial ("Climate Action Tracker," 2021). CAT realiza estimaciones de escenarios globales de emisiones, relacionados a aumentos de temperatura en la superficie terrestre (1,5°C, 2°C, etc). A partir de lo anterior realiza la repartición del presupuesto de emisiones globales asociado según diversos criterios orientados a obtener la cuota justa (*Fair share*) que cada país debería emitir según sus condiciones, para lograr el objetivo global de cumplir con el Acuerdo de París y limitar el calentamiento global a 1,5°C.

La metodología considera distintos criterios, como Responsabilidad (de acuerdo con las emisiones históricas de un país); Capacidad/Necesidad (relacionado a la capacidad económica del país, usualmente medido a través del PIB per cápita o Índice de Desarrollo Humano); Igualdad (considerando que las emisiones per cápita de los países converjan); Igualdad Acumulativa per cápita (orientado a que las emisiones deben reducirse para que las emisiones per cápita acumuladas alcancen el mismo nivel); Responsabilidad/Capacidad/Necesidad (considerando explícitamente la responsabilidad y la capacidad como base); Capacidad/Costo (considerando los costos o pérdida de bienestar, combinando potencial de mitigación y capacidad); y Gradualidad (considerando compromisos diferenciados en varias etapas). A partir de lo anterior se generan rangos de suficiencia respecto a la potencialidad de aumentos de temperatura para los compromisos y emisiones de cada país, los cuales se detallan en la Figura 5.

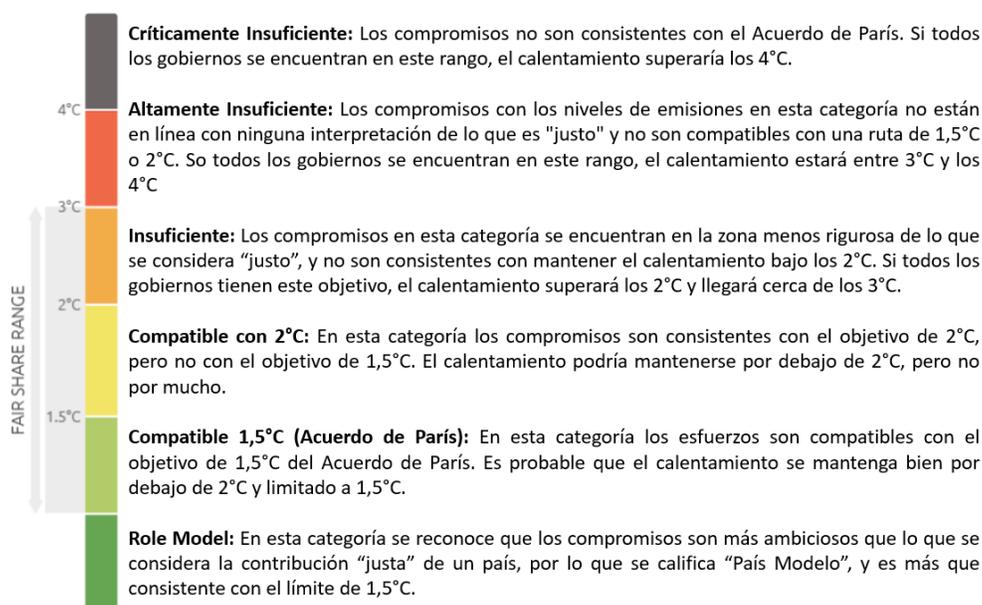


Figura 5. Rangos de categorización de los compromisos adoptados por los gobiernos para limitar las emisiones.

Fuente: Adaptado de ("Climate Action Tracker," 2021).

Para el caso de Chile, CAT ha determinado los valores de emisión para cada uno de los rangos, los cuales se muestran en la Tabla 6. A partir de esto es posible generar trayectorias de emisión entre 2020 y 2050, tal como se muestra en la 6. Es importante destacar que esta metodología excluye las emisiones y capturas del sector UTCUTS.

Tabla 6. Límites de los rangos mostrados en la Figura 5, para el caso de Chile.

Rango	Emisiones (MtCO ₂ eq)				Presupuesto Acumulado (MtCO ₂ eq)
	2020	2025	2030	2050	
1 Límite entre Alta y Críticamente Insuficiente	150	148	141	148	4.506,5
2 Límite entre Insuficiente y Altamente Insuficiente	131	125	115	107	3.579
3 Límite entre Compatible 2°C e Insuficiente	112	102	90	67	2.674,5
4 Límite entre Compatible 1,5°C y Compatible 2°C	98	85	71	38	2.005,5
5 Límite entre Role Model y 1,5°C Compatible 1,5°C	74	55	38	-14	825

Fuente: ("Climate Action Tracker," 2021)

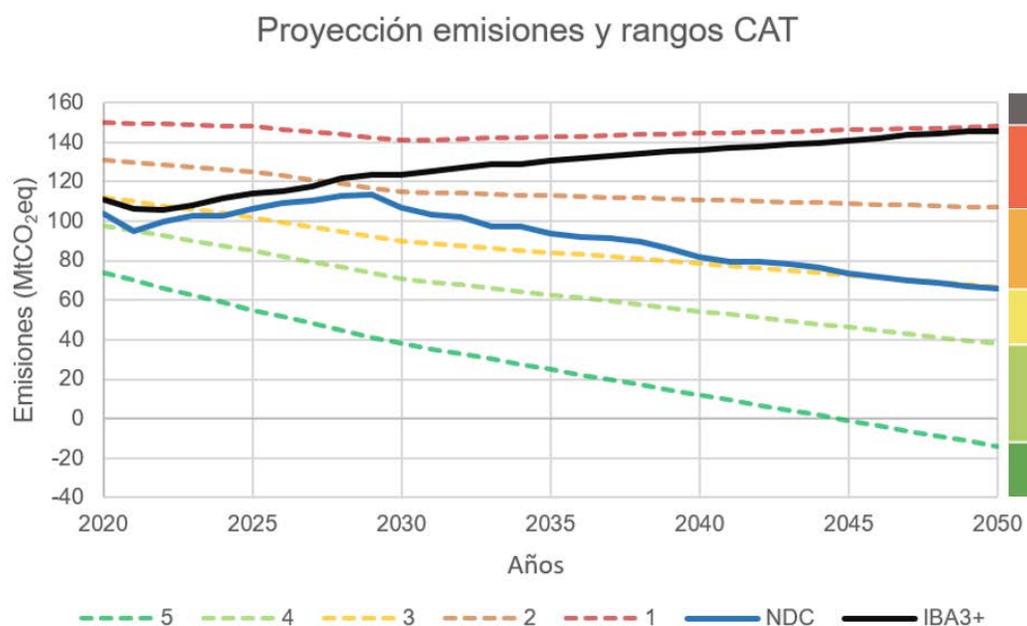


Figura 6. Trayectoria de las emisiones considerando los límites mostrados en la Tabla 6, además de la trayectoria de emisiones NDC e IBA3+.

En todos los casos, se excluyen las capturas y emisiones del sector UTCUTS. Los números en la leyenda corresponden a los límites indicados en la Tabla 6, y los colores de la barra lateral corresponden a los rangos mostrados en la Figura 5. Las emisiones en el escenario NDC se extraen desde (BID, 2021), y las de IBA3+ desde (Ministerio del Medio Ambiente, 2019).

Como se aprecia en la Figura 6, para el año 2050 las emisiones del país en el escenario de cumplir los compromisos indicados en la NDC (Gobierno de Chile, 2020) se encuentran en el límite entre “Compatible con 2°C” e “Insuficiente”, con emisiones de 65,9 MtCO₂eq para ese año. En el caso de considerar el escenario tendencial reflejado por IBA3+ (Ministerio del Medio Ambiente, 2019), las emisiones alcanzan 145,9 MtCO₂eq, situando al país en el límite entre “Alta” y “Críticamente insuficiente”.

Si se consideran los presupuestos acumulados entre 2020 y 2050, en el escenario tendencial se llega a 3.985,8 MtCO₂eq, quedando en el rango de “Altamente Insuficiente”. Por otro lado, al considerar los compromisos adquiridos por el país en la NDC, se llega un presupuesto de emisiones acumuladas de 2.829,9 MtCO₂eq, situándose los esfuerzos del país en rango de “Insuficiente” según esta metodología (“Climate Action Tracker,” 2021).

Límite de acuerdo a Objetivo de Política Pública

El gobierno de Chile, en su actualización de la NDC del año 2020, considera metas de reducción de emisiones orientadas a mantener el aumento de temperatura en un límite

de 1,5°C. En este sentido, indica metas de mitigación para alcanzar emisiones de 95 MtCO₂eq al año 2030, y un presupuesto de emisiones de máximo 1.100 MtCO₂eq para el periodo 2020-2030, considerando el camino hacia la carbono neutralidad para el 2050 (Gobierno de Chile, 2020).

Por lo tanto, es posible fijar un límite para Chile a partir de los objetivos y acciones planteadas en la NDC, y estimar un presupuesto de emisiones netas para el cumplimiento de estos compromisos. Para el periodo 2020-2030, se considera el presupuesto de 1.100 MtCO₂eq, y se descuentan las capturas del sector UTCUTS para este periodo que, incluyendo las acciones de mitigación asociadas a este sector, se estiman en -719 MtCO₂eq (BID, 2021). Para el periodo 2031-2050, las emisiones netas del país, considerando las acciones y objetivos comprometidos en la NDC, se estiman en 264 MtCO₂eq (BID, 2021).

Con lo anterior, el límite de emisiones netas derivado de los objetivos de políticas públicas se fija en 645 MtCO₂eq (1.100 MtCO₂eq - 719 MtCO₂eq + 264 MtCO₂eq) como presupuesto para el periodo 2020-2050, para cumplir con los objetivos planteados en la NDC. En el escenario tendencial IBA3+ planteado por el Ministerio del Medio Ambiente (Ministerio del Medio Ambiente, 2019), se proyectan las emisiones del país considerando las acciones y políticas de mitigación que se encuentran definidas o planificadas públicamente de acuerdo con la información disponible hasta mayo de 2019. En este escenario tendencial se estiman emisiones netas (considerando emisiones y capturas) de 2.168,5 MtCO₂eq para el 2020-2050. Las emisiones netas en este escenario representan un 336% del límite fijado de 645 MtCO₂eq, por lo que se estaría excediendo considerablemente el límite en este periodo.

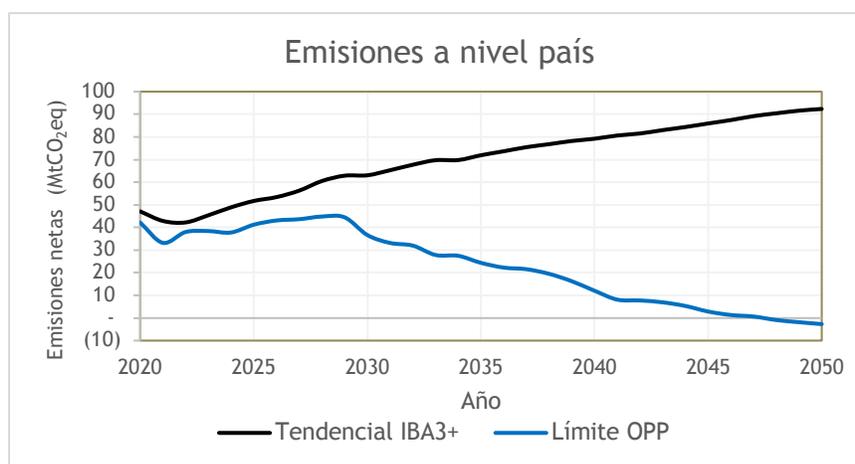


Figura 7. Emisiones de Chile en escenario tendencial y bajo supuestos NDC.

En negro se muestra el escenario tendencial IBA3+ (Ministerio del Medio Ambiente, 2019), y en azul las emisiones considerando el límite de objetivo de política pública (OPP) dados los compromisos contenidos en la NDC (BID, 2021).

Para efectos de los análisis contenidos en este informe, se utilizará el enfoque de objetivo de política pública para fijar el límite de cambio climático, dado que representa los compromisos adoptados por el país para limitar las emisiones.

2.4 Uso de Agua dulce

Método de Downscaling: Uso de Agua dulce

El análisis de límites para el caso del agua dulce se realizó a escala de cuenca hidrográfica ya que es la unidad natural para evaluar la comparación entre la disponibilidad y la necesidad de agua dulce. La escala de cuenca que permite reconocer la heterogeneidad en la distribución de los factores que inciden en que el límite sea sobrepasado y escalas con resolución más fina, como una subcuenca, corren el riesgo de sobre o subestimar la demanda relativa. Lo anterior debido a que se considera que la infraestructura de regulación y abastecimiento de agua distribuye los recursos disponibles en grandes extensiones superando las fronteras de las subcuencas donde el recurso puede o no estar disponible y la subcuenca donde el recurso realmente es utilizado.

Las variables operativas son la disponibilidad natural de agua renovable (aquella asociada a la transformación de precipitación o nieve en escorrentía) y el uso de agua que implique una extracción desde una fuente natural (sea un río, lago o acuífero). La disponibilidad de los volúmenes de agua almacenados en acuíferos y la demanda los usos de agua no consuntivos no se consideran dentro del análisis. Los análisis se realizaron tomando en cuenta una resolución temporal anual y distintos periodos de análisis para los casos del análisis de la disponibilidad y de la necesidad o demanda.

Análisis de disponibilidad

El análisis de disponibilidad se basa en el trabajo de actualización del balance hídrico nacional y su aplicación a las cuencas de las macrozonas norte, centro, sur y parte norte de la zona austral (DGA, 2017a, 2017b, 2018, 2019), es decir, una cobertura desde el extremo norte del país hasta la región de Aysén. La metodología de trabajo de estos estudios se basa en la representación de los componentes principales del ciclo hidrológico (precipitación, escorrentía, evapotranspiración, recarga, acumulación de humedad en suelo, acumulación y derretimiento de nieve) a través del modelo hidrológico a macroescala distribuido VIC (Variable Infiltration Capacity, Liang et al., 1994, 1996). El modelo estima estos flujos a un

paso de tiempo diario con una resolución horizontal de 5 km utilizando forzantes climáticos (principalmente precipitación y temperatura) que son el resultado de un modelo estadístico que combina resultados de reanálisis a gran escala y observaciones locales (CR2MET; ver <http://www.cr2.cl/datos-productos-grillados/>). Por otra parte, el modelo también utiliza información del uso y cobertura de suelo (Zhao et al., 2016). La metodología en este sentido considera un sistema que no considera el efecto que extracciones u obras de acumulación de agua podrían tener en los caudales, pero sí el efecto que tiene sobre la escorrentía los cambios en el uso de suelo (e.g., plantaciones forestales vs. zonas urbanas). El análisis de los componentes del ciclo hidrológico se representa para el período 1985-2015 a escala de pixel. Estos resultados se han agregado a escala de cuenca para presentar los resultados en este trabajo.

Análisis de demanda

El análisis de demanda se basó en el estudio (DGA, 2017a, 2017b) y se consideran dentro de las posibles categorías aquellos sectores cuyas demandas son de tipo consuntivo (es decir el agua no es devuelta a la fuente de extracción después de su uso). Los sectores que se consideran son: agua potable urbana, agua potable rural, industrial, pecuaria, minera, eléctrica consuntiva y agricultura. El análisis se realizó a escala tanto de cuenca como de subcuenca, para todas las regiones del país. El periodo considerado corresponde al año 2015 con excepción del sector de generación eléctrica, que utiliza como base el año 2016.

La Tabla 7 sintetiza los aspectos principales de la metodología utilizada para la estimación de la demanda para cada uno de estos sectores de acuerdo al estudio (DGA, 2017a, 2017b).

Tabla 7. Metodología para estimar la demanda de cada área.

Sector	Metodología utilizada para la estimación de la demanda
Agua potable urbana	La base de la información utilizada proviene del SIFAC II, que contiene consumos y número de clientes anuales en cada localidad abastecida por una empresa sanitaria.
Agua potable rural	Se utilizó información proveniente de la base de datos de la Dirección de Obras Hidráulicas del MOP (DOH), junto con información del SIFAC II de la SISS. A partir del cruce de ambas informaciones, se obtienen los APR existentes y el número de beneficiarios al año 2015, para finalmente realizar la estimación correspondiente.
Industrial	La información se constituye de 2 fuentes, la primera es de la Superintendencia de Medio Ambiente, donde se obtienen los puntos de descarga y los caudales de los RiLes asociados

	<p>a dichos puntos, de esta forma se calculan los factores de emisión y el consumo de agua. Además, se cuenta con información de la SISS sobre los volúmenes de descarga al alcantarillado por parte de industrias.</p>
Pecuaría	<p>Primero se toman los datos de número de cabezas de ganado del Censo Agropecuario del año 2007, luego se actualizan a la fecha de referencia (2015) a partir de encuestas ODEPA y del censo del año 1997, para finalmente hacer un cálculo del consumo de agua anual a partir de la demanda de agua diaria por cabeza de ganado, la cual se obtiene de diversas fuentes como Resolución 1431 de la DGA, Fundamentos de la producción ovina en IX Región (INIA, 2012) y Reporte de Huella Hídrica: Sectores prioritarios de la cuenca del Río Rapel.</p>
Minera	<p>Se identificaron las faenas mineras de las cuales se dispone información, luego se utilizaron las tasas unitarias de consumo junto con los datos de la ley mineral para así llegar a una estimación de la demanda. En adición, se tomaron en cuenta aquellas faenas mineras que utilizan agua desalada para sus procesos.</p>
Eléctrica	<p>Se identificaron las centrales hidroeléctricas de embalse o pasada y termoeléctricas, las cuales poseen uso directo o indirecto de agua. Luego se estimó la demanda de agua para cada tipo de central por separado. Finalmente se filtró aquellas centrales cuyo uso de agua era consuntivo y se estimó la demanda total.</p>
Agricultura	<p>En un comienzo se estima la demanda bruta de riego, la cual es la demanda de agua calculada a partir de la suma de las necesidades evapotranspirativas de cada cultivo (sin contar producción en secano). Luego para cada cuenca se calcula la demanda agrícola a partir de la diferencia entre la demanda bruta de riego y los aportes de la lluvia a cada cuenca.</p>

Límite: Uso de agua dulce

Los criterios de Rockström et al., (2009a) considerados a escala planetaria junto con los presentados para una escala nacional (Fang et al., 2015), indican que el límite respecto del uso de agua dulce es el 40% de la disponibilidad de recursos hídricos a una escala anual. En este trabajo tomamos en cuenta este límite al comparar la demanda agregada de

recursos con la disponibilidad a escala de cuencas. Los resultados se presentan en las Figura 8-11 y Tabla 8. Los resultados muestran que, tanto los valores de precipitación como escorrentía tienden a aumentar desde la macrozona norte hacia la sur para volver a disminuir levemente en la macrozona Austral (Figura 8). Por otra parte, se aprecia un aumento en la fracción de la precipitación que se transforma en escorrentía (desde un 18% promedio en las cuencas de la macrozona norte hasta un 87% en las cuencas de la macrozona austral) demostrando el efecto decreciente que tiene la evapotranspiración en el ciclo hidrológico en la medida que se desciende de norte a sur (Figura 8). Lo anterior es más evidente en la Figura 10, en donde se presentan únicamente aquellas cuencas con precipitación menor a 400mm, y la línea 1:1 permite visualizar que la escorrentía en estas cuencas es muy baja, lo cual se explica por el nivel de demanda.

Las Figuras Figura 9 y Figura 11 muestran la relación existente entre escorrentía y demanda presentándose de manera explícita el límite de uso de agua sustentable equivalente a un 40% de la disponibilidad de recursos hídricos renovables. Se puede apreciar que, a partir de la macrozona centro-sur hacia el sur, las cuencas tendrían demandas agregadas con valores inferiores al 40% de la disponibilidad de recursos renovables. Las cuencas de las macrozonas norte y centro se encuentran en general superando los límites de uso de agua sustentable y las de la macrozona centro norte se encuentran muy cercano al límite. Esta situación se puede explicar por las altas demandas de agua asociada a la densidad de población y actividad económica en la macrozona centro y la muy baja disponibilidad de recursos en la macrozona norte. Lo anterior se visualiza con la línea que representa el 40% de la escorrentía (Figuras 10 y 11). Estas líneas se incluyeron con el fin de mostrar de manera visual el estado de cada cuenca, información que se incluye en la Tabla 8.

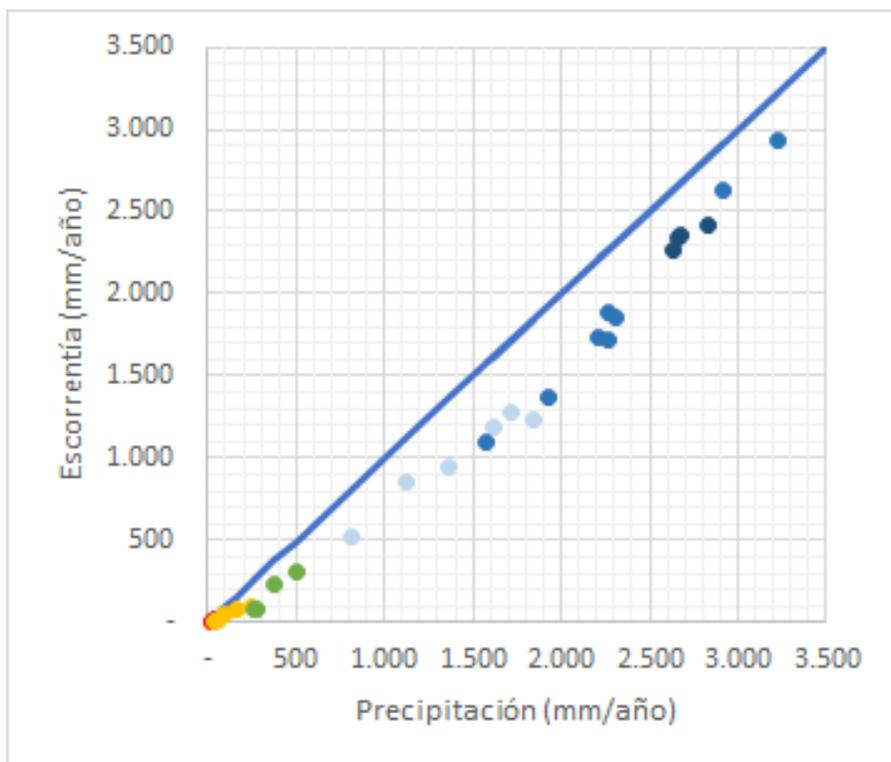


Figura 8. Relación entre precipitación y escorrentía para todas las cuencas analizadas. La línea azul representa escala 1:1. La información del código de colores se presenta en la Tabla 8.

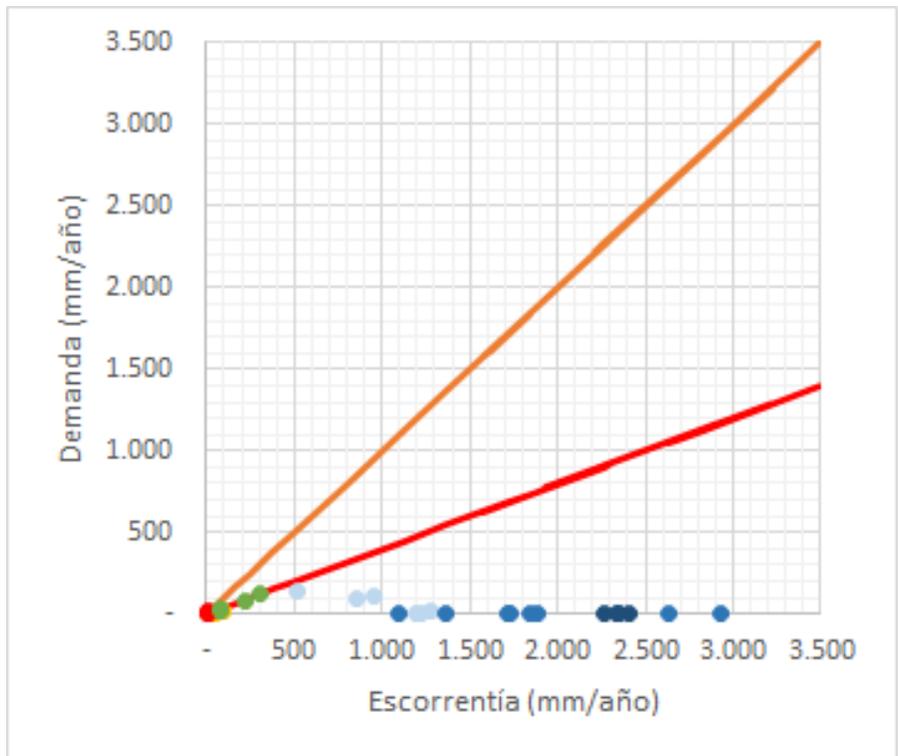


Figura 9. Relación entre escorrentía y demanda para todas las cuencas analizadas. La línea naranja representa escala 1:1 y la roja representa el 40% de la escorrentía (límite de uso de agua dulce). La información del código de colores se presenta en la Tabla 8.

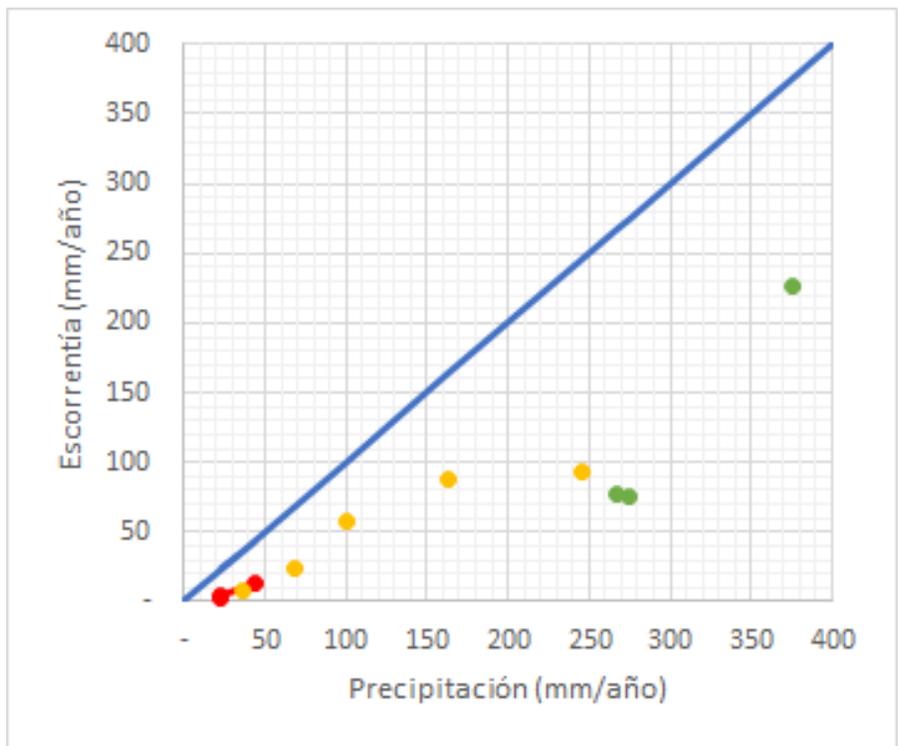


Figura 10. Relación entre precipitación y escorrentía para las cuencas con precipitaciones menores a 400 mm/año. La línea azul representa escala 1:1. La información del código de colores se presenta en la Tabla 8.

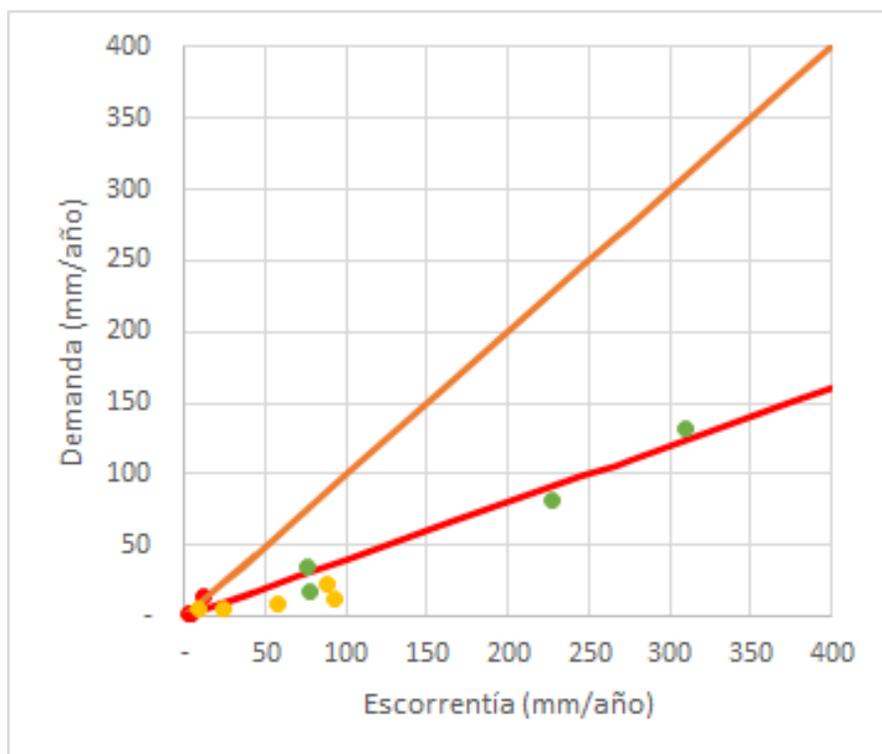


Figura 11. Relación entre escorrentía y demanda para las cuencas con escorrentías menores a 400 mm/año. La línea naranja representa escala 1:1 y la roja representa el 40% de la escorrentía (límite de uso de agua dulce). La información del código de colores se presenta en la Tabla 8.

Tabla 8. Cuencas consideradas en el análisis del límite nacional en el uso de agua dulce

Macrozona	Código cuenca	Nombre cuenca	Estado
NORTE	13	Río San José	Demanda supera escorrentía
	17	Pampa del Tamarugal	Demanda supera el 40% de la escorrentía
	21	Río Loa	Demanda supera el 40% de la escorrentía
CENTRO-NORTE	34	Río Copiapó	Demanda supera el 40% de la escorrentía
	38	Río Huasco	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	43	Río Elqui	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	45	Río Limarí	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	47	Río Choapa	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
CENTRO	51	Río Petorca	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	52	Río Ligua	Demanda supera el 40% de la escorrentía
	54	Río Aconcagua	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	57	Río Maipo	Demanda supera el 40% de la escorrentía
CENTRO-SUR	60	Río Rapel	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	71	Río Mataquito	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	73	Río Maule	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	83	Río Biobío	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	85	Río Carampangue	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	87	Río Lebu	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
SUR	91	Río Imperial	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	94	Río Toltén	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	101	Río Valdivia	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	103	Río Bueno	Demanda inferior al 40% de la escorrentía

	104	Cuencas e islas entre río Bueno y río Puelo	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	105	Río Puelo	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	109	Islas Chiloé y circundantes	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	107	Río Yelcho	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
AUSTRAL	110	Río Palena y costeras límite décima región	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	111	Costeras e islas entre río Palena y río Aisén	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	113	Río Aisén	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	114	Costeras e islas entre río Aisén y río Baker y canal General Martínez	Demanda inferior al 40% de la escorrentía

2.5 Cambios en el uso del suelo

El cambio en el uso del suelo es sin duda uno de los impulsores más importantes del Cambio Global a escala mundial y también en Chile, donde la transformación del paisaje en las zonas centro y sur del país ha sido sostenida durante cientos de años generando impactos importantes en la biodiversidad, el flujo de procesos ecosistémicos clave como agua y secuestro de carbono y en el régimen de perturbaciones asociados al fuego (e.g., Armesto et al. 2010; Lara et al. 2019; Marquet et al. 2019). Para el caso del bosque valdiviano (entre los 35º y 43º 30' Lat S), las estimaciones señalan que los bosques nativos cubrían 11,3 millones de hectáreas hacia 1550, a la llegada del conquistador español, disminuyendo a 5,7 millones de hectáreas en 2007 (50,4 % del área original) (Lara et al., 2012). Esta reducción se debe a la conversión de los bosques nativos en pastizales, matorrales y tierras agrícolas y, desde 1974, plantaciones forestales de especies exóticas (Lara et al., 2012). La pérdida de hábitat natural, y bosque nativo en particular, ha sido continua. Para el caso de Chile central, en el hotspot de biodiversidad, se ha perdido cerca del 20% del bosque nativo entre 1973 y 2011 (Miranda et al., 2017). Resultados similares son reportados por Heilmayr et al. (2016) para todo el territorio comprendido entre las regiones de Valparaíso y Los Lagos entre los años 1986 y 2011.

En particular, la transición de bosques nativos a plantaciones de monocultivos forestales ha sido constante (Nahuelhual et al., 2012), alcanzando 2.303.886 ha en el 2018 (INFOR, 2020) con consecuencias negativas importantes sobre la biodiversidad (e.g., Braun et al., 2017; Marquet et al., 2019b) y en la provisión de servicios ecosistémicos claves tales como provisión de agua, recreación, creación de suelo (Otero et al., 1994; Little et al., 2009; Lara et al., 2009; Banfield et al., 2018; Manuschevich et al., 2019) aumento en la pobreza y desigualdad (e.g., Hofflinger et al., 2021), e incrementos en la probabilidad de incendios forestales (Bowman et al., 2019; McWethy et al., 2018; Gómez-González et al., 2019, 2018), los que se presume se intensificarán con el cambio climático (Mariani et al., 2018; Urrutia-Jalabert et al., 2018).

Método de Downscaling: Cambios de uso de suelo

En Chile existe una marcada diferencia en el uso de tierras, concentrándose la mayor cantidad de ocupación urbana y de actividad agrícola en la zona centro-sur. Las zonas extremas al norte y sur de Chile, por el contrario, tienen una ocupación relativamente baja de actividades productivas y densidad poblacional, comparado con la gran extensión del territorio.

La ruta más simple para identificar este límite a nivel de país es tomar el límite planetario que está expresado en porcentaje de tierra transformada y que en base a los impactos previstos de la expansión e intensificación agrícola, entre otras actividades, que incluyen pérdida de biodiversidad y la pérdida de las capacidades regulatorias del sistema terrestre de manera irreversible, se ha establecido en no más de un 15% del área libre de hielo (Nykvist et al., 2013; Rockström et al., 2009b, 2009a). Por lo tanto, para el cálculo de este límite se consideró como variable operacional el porcentaje de la superficie del país que se ha convertido a tierras agrícolas, forestales, y urbanizaciones.

El caso de Chile permite ejemplificar los problemas potenciales de las aproximaciones asociadas a la evaluación de un límite basado en un porcentaje de transformación a nivel nacional y que tiene que ver con la alta concentración de actividades (ej. agrícolas) en algunas zonas del país y la gran extensión del territorio nacional. Debido a esto, no es esperable que este límite se transgreda a nivel nacional, y de hecho, estudios anteriores han mostrado un sobrecumplimiento por parte de Chile (Nykvist et al., 2013). Sin embargo, es relevante su análisis centrándose en los conflictos territoriales que pueden surgir de los distintos usos de suelo en zonas densamente ocupadas. Sumado a lo anterior, es importante considerar que este límite se encuentra estrechamente ligado a otros límites (ej. biodiversidad, flujos biogeoquímicos), por lo que las medidas adoptadas en otras áreas también impactarán en el límite de *cambio de uso de suelo*.

Límite: Cambios de uso de suelo

Para el caso de Chile es necesario realizar la relación entre la superficie total del país y la superficie transformada por actividades humanas. La superficie de Chile es de 756.102,4 km² (75.610.240 ha) sin considerar el territorio antártico (ODEPA, 2020b). Considerando una superficie de glaciares de 23.641 km² (Segovia y Videla, 2017), la superficie total libre de hielo queda en 732.461,4 km² (73.246.140 ha) lo cual lleva a un límite (15%) de uso de tierra de 109.869,2 km² (10.986.920 ha). Este límite es estable en el tiempo, ya que corresponde a un estado y el recurso disponible no cambia a lo largo de los años. El límite de uso de tierra a nivel per cápita, sin embargo, si puede cambiar en el tiempo en función de la demografía del país. Por lo tanto, para el año 2020, considerando una población de 17.969.356 de personas (Banco Mundial, 2020), el límite per cápita queda fijado en 0,0061 km²/persona (0,61 hectáreas/persona).

A la fecha de la última actualización de los censos agropecuarios y forestales, la ocupación de tierras en actividades agrícolas y forestales fue de 4.052.243,7 hectáreas, que consideran distintos cultivos, frutales, y plantaciones forestales, como se muestra en la Tabla 9 (ODEPA, 2020b).

Tabla 9. Superficie por rubro agrícola y forestal.

Rubro	Superficie (ha)	Rubro	Superficie (ha)
Plantaciones forestales	2.396.562,0	Hortalizas	77.220,9
Cereales	461.904,0	Leguminosas/tubérculos	55.312,0
Forrajeras	513.190,8	Semilleros/almácigos	42.511,1
Frutales	321.589,6	Huertos caseros	16.138,2
Viñas y parronales	145.873,6	Viveros	3.103,1
Cultivos industriales	103.889,0	Flores	2.176,4

A lo anterior, se debe sumar la superficie urbanizada del país, que para el año 2017 alcanzaba las 289.781 ha (INE, 2019). Considerando esto, la superficie transformada a usos humanos llega a las 4.342.024 ha, lo que representa un 5,9% de la superficie nacional. Esta superficie se encuentra por debajo del límite de 15% establecido anteriormente, por lo que éste no se encuentra excedido. El área transformada a usos humanos corresponde a un 39,5% del área asignada al límite de un 15% (10.986.920 ha) por lo que se encuentra por debajo del límite para el país en un 60,5%.

Es importante considerar que en Chile existe heterogeneidad espacial en cuanto a la ocupación del suelo, y la mayor concentración se encuentra en la zona centro sur del país. La superficie de cultivos y forrajeras, por ejemplo, se concentra entre las regiones de

Valparaíso y La Araucanía, donde se encuentra un 78% de esta actividad. De las plantaciones forestales, por su parte, un 76,5% se concentra entre las regiones de Maule y La Araucanía, con un 39% de esta actividad en la región del Biobío (ODEPA, 2020b). Otro elemento importante es la existencia de un desierto extremo donde la intervención humana es mínima y donde la presencia de plantas vasculares y especies de animales es también muy escasa, reduciéndose ésta a vida predominantemente microscópica. En virtud de esto analizamos el mapa de uso de suelo generado por Zhao et al. (2016) y calculamos el área total del país sin glaciares, cuerpos de agua, ni el desierto de Atacama, de acuerdo a Luebert y Pliscoff (2006) y calculamos el área remanente después de eliminar aquellos usos de suelos dedicados a actividades agrícolas, forestales, pasturas y superficies impermeables asociadas a pueblos, caminos asfaltados y ciudades de acuerdo a Zhao et al. (2016). El total de área para Chile decrece a 630.332,2 km² (63.033.220 ha), y el límite a de ésta 64.871,7 km² (6.487.170 ha) correspondería a hábitat transformado a usos humanos, lo que representa un 10,3 % de la superficie total, por debajo del límite (15% del total o 94.549 km²) en un 31,4%. Si ahora, acotamos el universo a la zona central entre Coquimbo y Los Lagos el área total sería de 384.365,59 km² y la superficie transformada alcanzaría a 198.582,46 km² lo que representa el 51,7% del área total y por lo tanto, en relación al valor del límite, este estaría rebasado en un 244%. El área transformada aumenta a un 59,6% si sólo consideramos el área total bajo la cota de los 1.000 msnm y el límite habría sido excedido en un 297%. Si bien es cierto a nivel país no hemos excedido este límite, es evidente que en la zona central del país que concentra gran parte de su biodiversidad, este ha sido excedido entre un 244% y un 297%.

Respecto a la ocupación poblacional, el 50,8% de la población del país se encuentra entre la región Metropolitana y la de Valparaíso, con las mayores densidades poblacionales; 461,8 y 110,8 habitantes/km², respectivamente (ODEPA, 2020b). El Instituto Nacional de Estadísticas indica que entre 2002 y 2017 la superficie de áreas urbanas del país aumentó en un 39,5% (82.083 ha), llegando a un 0,4% del territorio nacional.

La transformación del suelo a usos antrópicos se concentra en unas pocas regiones y la mayor parte de las actividades productivas y de la ocupación urbana, se concentran en poca superficie, lo que genera conflictos entre los distintos usos de suelo. Un ejemplo de lo anterior es el conflicto existente entre agricultura y/o plantaciones forestales, y conservación de la biodiversidad, que se ve amenazada por la expansión de sistemas intensivos (e.g., Arroyo et al. 2006; Reyes y Nelson 2014, Ginocchio et al., 2019; Lara et al. 2019; Marquet et al. 2019). El bosque esclerófilo, por ejemplo, se ha visto severamente afectado por la expansión agrícola hacia zonas precordilleranas, reduciendo y fragmentando las formaciones vegetacionales al punto de ponerlas en serio riesgo. Producto de esta tensión es la consideración de esta zona de Chile como un punto caliente de biodiversidad, ya que esta zona es de alta biodiversidad y endemismo, especialmente

en el caso de flora vascular, reptiles y anfibios, y una proporción alta de ella ha sido transformada a usos humanos intensivos (CONAMA, 2008).

Lo anterior demuestra que a pesar de que este límite no haya sido excedido a nivel nacional, resulta de gran relevancia considerar las particularidades de los territorios a la hora de evaluar el efecto del cambio de uso de suelo, y gestionar los distintos usos de la tierra para evitar conflictos sociales y ambientales. Por otro lado, también es importante considerar que este límite se encuentra fuertemente interrelacionado con otros, como es el caso de Fósforo y Nitrógeno (relacionados a la agricultura), Pérdida de Biodiversidad, y Uso de Agua, por lo que las medidas que se consideren para reducir el monto por el cual este límite es rebasado dentro del país, podrían impactar positivamente en otros límites.

2.6 Pérdida de biodiversidad

La magnitud de la actividad humana sobre el planeta ha excedido los límites que se estiman sostenibles en varios de los componentes claves para el funcionamiento del Sistema Terrestre e impulsores de cambio global (Steffen et al., 2015). Entre estos límites excedidos se encuentra la pérdida de biodiversidad, lo que pone en riesgo el flujo y resiliencia de los Servicios Ecosistémicos (SE) o contribuciones que los ecosistemas proveen a las personas (tales como alimento, fibras, madera, control de enfermedades, secuestro de CO₂, agua dulce, entre otros). Estos impactos se han acrecentado exponencialmente desde mediados del siglo pasado, fenómeno que se denomina la gran aceleración (Steffen et al., 2015) y existe evidencia que señala la posibilidad de que, de no tomar acciones decididas y concertadas durante esta década, nuestro planeta pueda cruzar un umbral o “tipping point” planetario donde los SE se vean seriamente afectados (e.g., Barnosky et al., 2012). En particular, la transgresión del límite planetario en biodiversidad a escala local, al igual que otros como Nitrógeno y Fósforo, tiene impactos sobre la situación global del sistema terrestre. En el caso específico de este límite, estos cambios podrían contribuir a la pérdida o degradación de ecosistemas o biomas completos, y a la disrupción de procesos ecológicos de gran escala asociados a ciclos biogeoquímicos con consecuencias que podrían amplificarse comprometiendo la habilidad de la biósfera de sostener sociedades humanas tales como las conocemos (e.g., Barnosky et al., 2012; Steffen et al., 2015; Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2019).

En relación al estado global de la biodiversidad, este ha sido evaluado por la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES) que agrupa a científicos, y grupos de interés de 132 países y que es el

órgano equivalente al IPCC (Panel Intergubernamental acerca del Cambio Climático). Los resultados de esta evaluación están contenidos en el informe para Tomadores de Decisiones emitido en mayo de 2019 (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2019). Este informe señala que la provisión de SE han ido declinando como consecuencia de la alteración global de los sistemas naturales; se estima que un 75% de la superficie terrestre está significativamente alterada, 66% del área oceánica está bajo impactos acumulativos crecientes, y 85% del área de humedales se ha perdido a nivel global. Producto de lo anterior se ha reducido la productividad en un 23% de la superficie del planeta y la declinación de los insectos polinizadores ha puesto en riesgo un capital avaluado entre los \$ 235 a 577 mil millones de dólares. Por otro lado, la abundancia de las especies nativas ha declinado globalmente llegando a un punto tal que se presume que un millón de especies podrían declinar hacia la extinción en las próximas décadas, afectando de manera irreversible la contribución que la naturaleza realiza a las personas o servicios ecosistémicos, y socavando las bases fundamentales sobre las que se sustentan nuestros sistemas socio-económicos.

Reducir la declinación en la biodiversidad es posible, pero se requiere tomar acciones ambiciosas en términos de incrementar el área global bajo protección, impulsar la restauración y el planeamiento para la conservación a niveles de paisaje, entre otras (Leclère et al., 2020; Hannah et al., 2020), además de tener una mirada sistémica donde las acciones para combatir el cambio climático no generen impactos negativos sobre la biodiversidad (e.g., Otto-Pörtner et al., 2021) promoviendo el uso de las llamadas Soluciones Basadas en la Naturaleza, Soluciones Basadas en la Biodiversidad o Soluciones Naturales al Clima (Cohen-Shacham et al., 2016; Griscom et al., 2017; Marquet et al., 2019a; Marquet et al., 2021; Seddon et al., 2020). Parte de estas medidas ya están en curso a través de mecanismos como el Marco de Biodiversidad Post-2020 de la Convención de Diversidad Biológica, pero no hay mucho espacio para error ni espera (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2019; IPCC, 2018).

Situación de la biodiversidad en Chile

Se han descrito para Chile más de 31.000 especies de plantas, hongos, y animales tanto marinos como terrestres, una fracción muy alta de la cual son endémicas al país, es decir sólo presentes en Chile. Del total de especies conocidas, 4.655 corresponden a especies nativas de flora vascular, de las cuales 2.145 (46%) son endémicas. De manera similar, el Ministerio de Medioambiente de Chile reconoce 18 grandes ecorregiones terrestres y marinas, desde el Desierto de Atacama y la Puna seca de los Andes centrales hasta la estepa patagónica, el Matorral de Chile central, hasta el Bosque subpolar

Magallánico. A su vez dentro de éstas se reconocen un total de 30 ecosistemas (Martínez-Tilleria et al., 2017).

De acuerdo al Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE) y los 16 procesos de evaluación del estado de conservación de las especies llevados a cabo por el Ministerio del Medio Ambiente, existen en Chile 16 especies extintas (todas ellas corresponden a plantas), 136 especies en Peligro Crítico, 375 En Peligro y 245 Vulnerables. Chile contiene dos puntos calientes de biodiversidad en su territorio: el Hotspot ubicado en Chile central y sur y parte del Hotspot de los Andes Tropicales, caracterizados por alto endemismo y gran vulnerabilidad producto de la pérdida de hábitat. Estos corresponden a ecosistemas que contienen más de 1.500 especies endémicas de plantas y han perdido alrededor de un 70% de su cobertura vegetal nativa. Desde esta perspectiva, Chile es un país cuya biodiversidad y servicios ecosistémicos están amenazado por la pérdida y cambio en el uso de la tierra.

La Red Nacional de Áreas Protegidas del país cubre un 21,3% de la superficie terrestre y un 41% de la superficie marina contenida dentro de la zona económica exclusiva. Sin embargo, las ecoregiones y ecosistemas nacionales no se encuentran debidamente protegidos (el 50% no cumplen la meta Aichi de un 17% de protección en el caso de los terrestres y un 10% en el caso de los marinos). Lo mismo sucede con una fracción importante de las especies de vertebrados terrestres y marinos además de algas, invertebrados marinos y plantas terrestres (Tognelli et al., 2008, 2009; Urbina-Casanova et al., 2016). El sistema de áreas protegidas es amplio pero ineficiente en cobertura, especialmente de los ecosistemas mediterráneos (matorral y bosque esclerófilo) donde la protección es menor al 3% (Marquet et al., 2004). Lo mismo se ha reportado para el extremo norte del bosque templado (Armesto et al., 1998) y los ecosistemas costeros (Marquet et al., 2019b). En los ecosistemas mediterráneos y extremo norte del bosque templado se concentra la mayor parte de la población del país y perturbaciones antrópicas recurrentes de gran magnitud asociadas a incendios. Estos efectos negativos sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos se potenciarán con el cambio en el clima (e.g., Bozkurt et al., 2018; Marquet et al., 2019b; Rojas et al., 2019) y en particular debido a la aridez progresiva con sequías recurrentes y grandes eventos de lluvias extremas (e.g. Boisier et al., 2018) cuyas consecuencias se propagarán en los socio-ecosistemas (e.g. Aguirre et al., 2018; Boisier et al., 2018; Garreaud et al., 2017; González et al., 2018; León-Muñoz et al., 2018; Rojas et al., 2019).

Otro impacto negativo sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos se asocia a la presencia de especies exóticas invasoras. Existen más de 900 especies exóticas en el territorio nacional incluyendo 816 especies de plantas introducidas, 52 vertebrados y 32

invertebrados y algas marinas (Arroyo et al., 2000; Iriarte et al., 2005; Castilla et al., 2005) además de una especie de diatomea en los ríos del sur de Chile (e.g., Montecino et al., 2016). Algunas de las cuales, como el castor, por su carácter invasivo han generado impactos sobre los ecosistemas nativos, como por ejemplo el disminuir el secuestro de carbono en los ecosistemas de bosque donde se encuentra (Papier et al., 2019). Los estudios disponibles respecto de los impactos económicos de siete especie invasoras incluyendo mamíferos, insectos y plantas (castor, conejo, jabalí, visón, chaqueta amarilla, zarzamora y espinillo) calculan pérdidas anuales que podrían alcanzar los 90 millones de dólares, las que en caso de no implementar acciones podrían llegar a los 2 mil millones de dólares en 20 años (PNUD, 2017; Araos et al., 2020).

Definición del límite pérdida de biodiversidad para Chile

Este límite alude al cambio acelerado que ha experimentado la biósfera como consecuencia de la pérdida de especies y la degradación de los ecosistemas producto de las actividades humanas que se manifiestan hace más de 10.000 años (Ellis et al., 2021), pero que, a partir del siglo pasado su impacto incrementa exponencialmente (Steffen et al., 2015).

Variable de control

Rockström et al., (2009a) proponen que este límite sea medido como la tasa de extinción expresada en número de especies (E) por millón de especies por año (MEA) (i.e. E/MEA), cuyo valor actual a nivel mundial es ≥ 100 en promedio, pero se calcula que era entre 0,1-1 en el registro fósil. El límite global que se recomienda es de de 10 E/MEA. Steffen et al., (2015) van más allá y proponen, incluir, además de la tasa de extinción que se asocia al componente de diversidad genética, un índice de integridad de la biodiversidad (IIB). El IIB permite medir la dimensión funcional de la biodiversidad, y expresa el impacto, pesado por área y por riqueza de especies, de un set de actividades humanas sobre las poblaciones de un grupo de organismos en un área específica (Scholes y Biggs, 2005) típicamente a escala de ecosistema o bioma. Este índice se mide en porcentaje, por lo que un 100% corresponde a abundancias similares a las que existían en niveles pre-industriales. Steffen et al., (2015) proponen un límite planetario asociado a este índice del orden de 90 a 30%, rango que refleja la incertidumbre que existe respecto de su relación con el funcionamiento del sistema terrestre. Otra propuesta de cuantificación para este límite tiene que ver con el trabajo de Cole et al., (2014) quienes definen el límite controlado por la existencia de ecosistemas en peligro o en peligro crítico, con un límite seguro en un valor

de cero, es decir para estar dentro de la zona de seguridad no debiera existir ningún ecosistema en peligro o en peligro crítico.

El uso del índice BII para Chile es complejo debido a la falta de información histórica que permita llevar a cabo comparaciones del impacto de las actividades humanas sobre las especies. Por otro lado, creemos que es importante usar distintas medidas que den cuenta de factores directos, como la pérdida de hábitat y su impacto sobre el riesgo de extinción de las especies, así como indicadores más generales que apunten a la integridad de la biodiversidad y su degradación debido a causas como la introducción de especies exóticas y al juicio experto que evalúa a nivel nacional el estado de los ecosistemas, siguiendo a Cole et al. (2014).

Límite: Pérdida de biodiversidad

Como hemos señalado anteriormente, evaluar los límites en la pérdida de biodiversidad es complejo ya que existen énfasis distintos en las variables de control. En lo que sigue, describimos tres maneras de evaluación (Estados de conservación de los ecosistemas, Riesgo de extinción y especies invasoras), todas las cuales señalan concluyentemente que este límite ha sido sobrepasado.

Límite en función del estado de conservación de los ecosistemas

El límite (Cole et al., 2014), establece que no deberían existir ecosistemas en peligro o en peligro crítico en una región o país para estar dentro de los límites seguros. Para el caso de Chile, Pliscoff (2015) aplica los criterios de la IUCN a niveles de todo Chile, usando como base la clasificación de Luebert y Pliscoff (2006) asociando ecosistemas a cinturones de vegetación compuestos por comunidades vegetacionales con estructura y fisonomía uniformes, situadas bajo condiciones climáticas similares que ocupan una determinada posición a lo largo de un gradiente altitudinal e identifica la existencia de ocho ecosistemas En Peligro Crítico y seis En Peligro de un total de 127 analizados. De manera similar, Alaniz et al., (2016) realizan una evaluación del estado de conservación de los ecosistemas de Chile central (entre 30° y 40° S). Estos autores analizan en total 20 ecosistemas de los cuales tres quedan definidos como *En Peligro* y tres como en *Peligro Crítico*. En consideración a estos análisis, el límite ambiental Pérdida de Biodiversidad variaría entre 6 y 14 por lo que el límite estaría excedido entre un 600% y un 1.400 %. El análisis de la distribución latitudinal de los ecosistemas en distintos estados de conservación señala que aquellos En Peligro y En Peligro Crítico se concentran en la zona Mediterránea de Chile central (Figura 12).

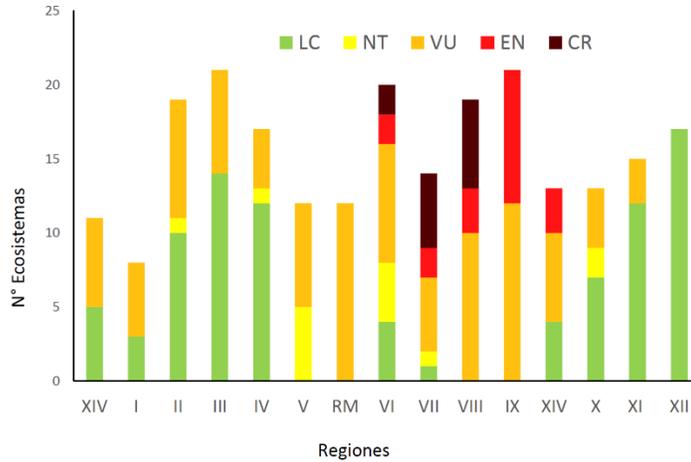


Figura 12. Distribución regional (norte a sur) de los ecosistemas con distintas categorías de conservación. Las categorías de estado de conservación son LC: Preocupación menor ; NT: Casi amenazado ; VU: vulnerable; EN:En Peligro; CR: En Peligro Crítico. Fuente: Pliscoff 2015.

Límite en función del riesgo de extinción

Una manera simple y eficiente de evaluar el riesgo de extinción de una especie es usando la relación que existe entre el número de especies (S) y el área (A) del hábitat que ocupan (véase Pimm et al., 1995) que es de la siguiente forma:

$$S = cA^z \tag{10}$$

Dónde z= 0,25. Esta ecuación nos permite evaluar el número esperado de especies que se extinguirían si el área que ocupan se redujera a un A' , donde $A' < A$. Usando la ec. (10) se puede advertir que el nuevo número de especies S' en A' satisface la relación:

$$\frac{S'}{S} = \left(\frac{A'}{A}\right)^z \tag{11}$$

El término $\frac{S'}{S}$ puede ser considerado como la proporción de especies que no se extinguen ante una reducción en el área original estimada como $\frac{A'}{A}$ de aquí que podamos definir el riesgo de extinción (R) como:

$$R = 1 - \left(\frac{A'}{A}\right)^z \tag{12}$$

En este contexto, se abren dos posibilidades de uso de la ec. (12) para estimar cambios en el riesgo de extinción al variar la proporción $\frac{A'}{A}$ en un tamaño x , por lo que podríamos evaluar

$$R(x) = 1 - \left(\frac{A-x}{A}\right)^z \quad (13)$$

y así construir una curva de cambio en el riesgo de extinción a medida que se transforma el área del país que es habitada por distintas especies.

Una segunda interpretación de la ec. (11) es a nivel de una especie individual por lo que A representaría ahora el rango de distribución original de una especie y A' cuantificaría la fracción remanente o no perturbada. De manera análoga S correspondería al número de poblaciones de una especie y S' al número remanente después de la reducción en área (Ceballos y Ehrlich, 2002).

En este contexto, cada especie i tendría una curva de riesgo de extinción $R(x)_i$ y un área de distribución original o A_i , que satisface la siguiente ecuación:

$$R(x)_i = 1 - \left(\frac{A_i-x}{A_i}\right)^z \quad (14)$$

De tal manera que describirían curvas con distinta pendiente, pero todas ancladas al origen y donde la pendiente $\frac{dR(x)_i}{dx} = \frac{z\left(\frac{A_i-x}{A_i}\right)^z}{A_i-x}$, por lo que esta aumenta con z y decrece al aumentar A_i . En este escenario lo que nos interesa es poder calcular el valor esperado de $R(x)$ dado un valor de x .

Para esto podemos hacer un pequeño cálculo (Mauricio Tejo, Comunicación Personal). A partir de la ec. (13) podemos apreciar que, para cualquier valor de A , el valor medio de R está dado por:

$$\bar{R} = \frac{1}{A} \int_0^A R(x) dx = 1 - \frac{1}{z+1} \quad (15)$$

Utilizando el Teorema del valor medio, existe un c^* tal que $R(c^*) = \bar{R}$. Ahora, dado que R es una función creciente (i.e. el riesgo de extinción siempre aumenta con x), este valor de c^* es único, y está dado por:

$$c^* = A \left(1 - \left(1 - \frac{z}{z+1} \right)^{\frac{1}{z}} \right). \quad (16)$$

Posteriormente, usando una aproximación de Taylor de primer orden, para todo $x \approx c^*$, tenemos que:

$$R(x) \approx \bar{R} + R'(c^*)(x - c^*) \quad (17)$$

De donde podemos obtener que para $z = 0,25$ tenemos que $\bar{R} = 0,2$ y $c^* \approx 0,6A$.

Para estimar la proporción de hábitat remanente en Chile usamos la cobertura de uso de suelo generada por Zhao et al. (2016) a partir de la cual se calculó la superficie remanente, sin considerar glaciares, cuerpos de agua y el desierto absoluto de acuerdo a Luebert y Plissock (2006) y una vez que se remueven los usos humanos asociados a agricultura, plantaciones y ciudades. La estimación obtenida para el área entre las Regiones de Coquimbo y Los Lagos y bajo los 1.000 msnm, es que persiste solo el 40.4% del hábitat natural. Esta fracción remanente se asocia a un riesgo de extinción estimado de 0,203, que coincide con el valor esperado de acuerdo a la ec. (17).

En la Figura 13, se muestra el riesgo de extinción para 403 especies de vertebrados amenazados (Vulnerables, en Peligro y En Peligro Crítico) de acuerdo a la IUCN en todo Chile considerando su distribución y el grado de transformación de la misma a usos humanos. Lo que se muestra en la Figura 13, es el riesgo de extinción acumulado por píxeles de 200 m donde es aparente que los mayores riesgos se concentran en la zona central del país donde predominan ecosistemas mediterráneos.

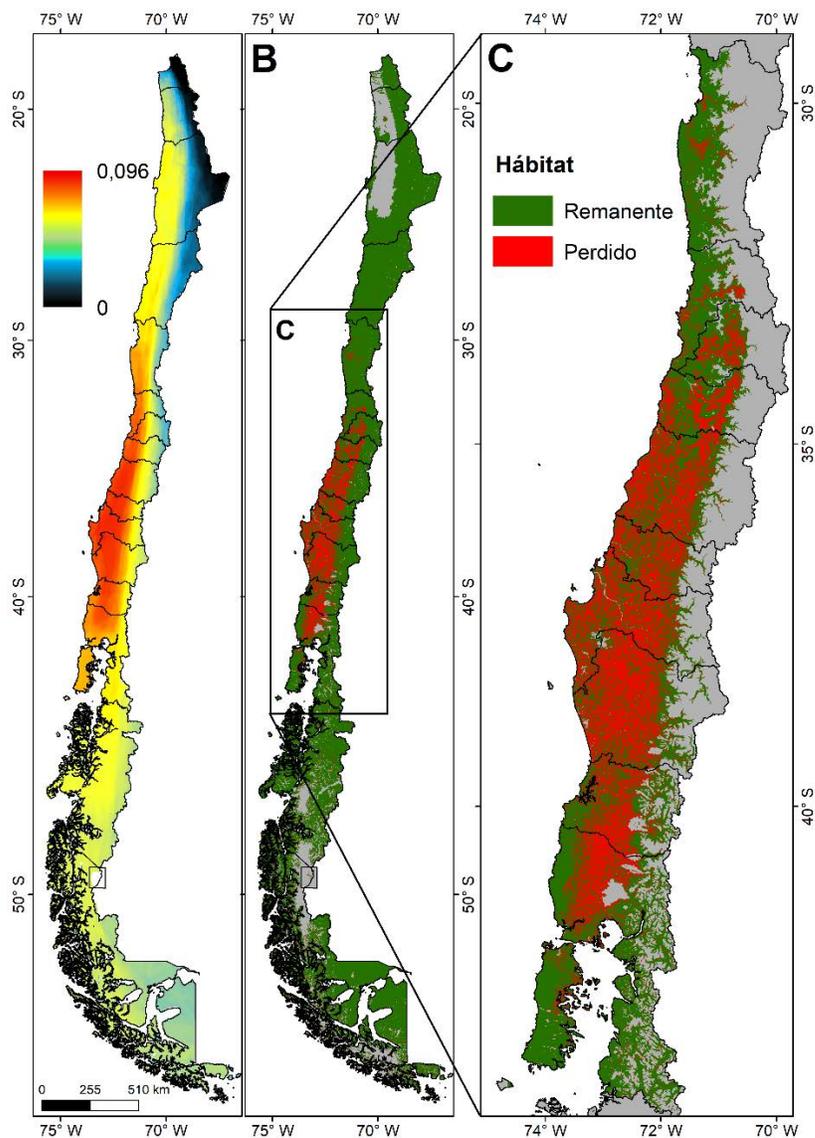


Figura 13. A) Distribución del riesgo de extinción acumulado por celdas de 200 m (escala de colores) en todo Chile de acuerdo a la ec. (14) y B) porcentaje de hábitat remanente y perdido, entre la Región de Coquimbo y Los Lagos (C).

A nivel de la regional, un riesgo de extinción de 0,2 implica que un 20% de las especies restringidas o endémicas a la región de Chile, entre Coquimbo y Los Lagos, en promedio, están amenazadas de extinción, aunque existe variación regional (ver Figura 14), con importantes consecuencias negativas en el funcionamiento ecosistémico (e.g., Hooper et al., 2012).

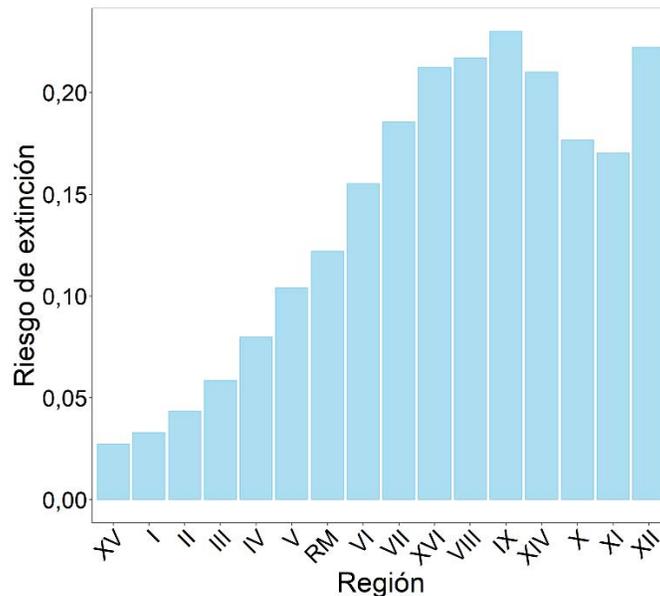


Figura 14. Variación regional (norte a sur) en el riesgo de extinción de acuerdo a la ec. (13) calculado en base al área original y remanente por región.

En el área mediterránea de Chile, incluyendo entre el norte chico y Chile central existen una alta diversidad de especies en comparación a lo que ocurre más al norte y más al sur, y una alta proporción de ellas son endémicas (Villagrán y Hinojosa, 1997; Arroyo et al., 2006; Samaniego y Marquet, 2009); Mamíferos (Total=64/Endémicas=13) Aves (226/12) Anfibios (43/29) Reptiles (41/27), Plantas (3.539/1.769). El número de especies que predice nuestro cálculo de riesgo de extinción se correlaciona (Correlación de Spearman, $r_s = 0,99$, $P = 0,00053$) con el número total de especies en peligro y en peligro crítico presentes en cada grupo de vertebrados. Este resultado, sugiere que un número significativo de especies en la zona Mediterránea de Chile estarían efectivamente amenazadas de extinción producto de la transformación y pérdida de hábitat. En un estudio similar, (Chaudhary y Brooks, 2019) calculan que cerca de 25 especies de vertebrados (mamíferos, aves y anfibios) estarían en riesgo de extinción en la zona mediterránea de Chile, debido a pérdida de hábitat atribuible a actividades vinculadas a exportaciones y tratados económicos así como al consumo y producción internas. De manera similar, un análisis global acerca del impacto del cambio de uso de suelo sobre la abundancia y riqueza de especies señala que para el Hotspot de biodiversidad de Chile central (Chilean Winter Rainfall and Valdivian Forest) las especies originales habrían reducido su abundancia en un 12% y la riqueza en un 21,4% en las áreas transformadas excediendo el límite planetario de 20% de pérdida en riqueza y 5% de pérdida en abundancia (Newbold et al., 2016).

Es difícil asignar una escala de tiempo a la extinción de especies, debido a la existencia de retrasos o deudas de extinción (Tilman et al., 1994) pero nuestros cálculos, y otros semejantes, sugieren que las extinciones son inminentes dado el nivel de transformación del hábitat original. De hecho, la tendencia observada en el número de especies con problemas de conservación en Chile (Figura 15), que es un estimador grueso del riesgo de extinción, se ha incrementado en el país en los últimos años, lo cual refuerza la idea de que hemos sobrepasado el límite ambiental permitido para este indicador. Por ejemplo, considerando que en la zona entre Coquimbo y Los lagos existe un total de 1.850 especies endémicas de plantas y vertebrados de las cuales, y de acuerdo a nuestros cálculos, se podrían extinguir alrededor de 375. Por otro lado, si suponemos que esto ocurriría en un plazo de 100 años, entonces el valor de tasa de extinción expresada en número de especies por millón de especies por año (E/MEA) sería de 2.027, si pensáramos que la extinción no ocurrirá en 100 años sino probablemente en 1.000 años entonces la tasa baja a 202,7 E/MEA, en ambos casos estamos muy por sobre el umbral sugerido por Rockström et al., (2009) y Steffen et al., (2015) que es < 10 E/MEA y de su zona de incertidumbre (10-100 E/MEA) y por lo sugerido como límite en una ventana de tiempo de 100 años (Rounsevell et al., 2020). Por otro lado, si sólo se extinguieran aquellas especies En Peligro y En Peligro Crítico ($n=69$) del total de especies endémicas ($n=1.850$), entonces la tasa a 100 y 1.000 años sería 372 E/MEA y 37,2 E/MEA respectivamente, nuevamente, por sobre el límite propuesto por los autores antes mencionados. En virtud de lo anterior, y teniendo en cuenta que el tiempo promedio de vida “evolutiva” de una especie es actualmente entre 500 y 1.000 años para especies como aves, mamíferos y reptiles y otros grupos más amplios (Mace 1998), y tomando esta última ventana de tiempo (1.000 años) entonces calculamos que el límite de pérdida de biodiversidad para Chile varía entre 37,2 y 202,7, lo que significa que el límite esta sobrepasado en un 272% a 1.927%.

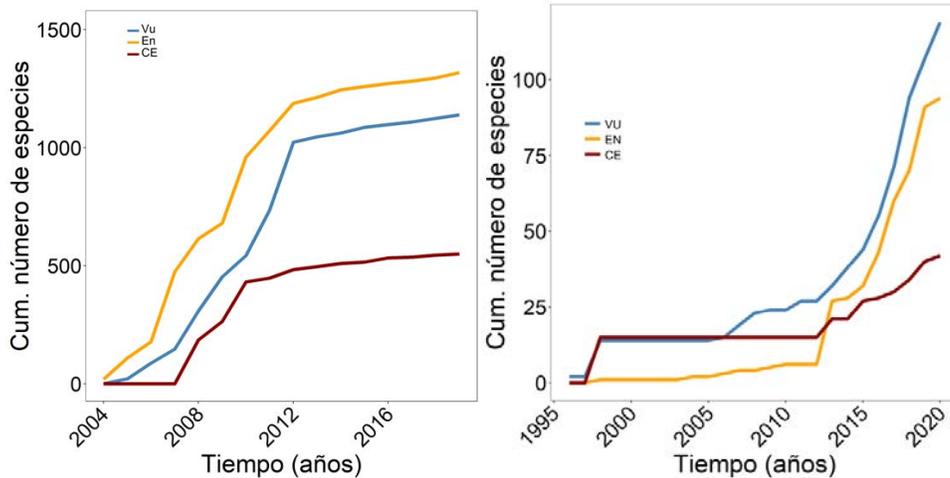


Figura 15. Variación temporal en el número de especies catalogadas como Vulnerables (VU), En Peligro (EN) y en Peligro Crítico (CE). Cum = Acumulado.

Para el caso de la IUCN (derecha) y de los procesos de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente de Chile (izquierda).

Nótese que, en ambos casos, las estimaciones de cambio potenciales en tasa de extinción no consideran los impactos del cambio climático sobre la distribución de las especies, los que pueden ser sustanciales (e.g., Jetz et al., 2007), por lo que deberían considerarse como estimaciones conservadoras. Por otro lado, nuestra estimación no considera el impacto potencial de otros impulsores que afectan el riesgo de extinción, tales como las especies invasoras.

Límite en función de especies invasoras

Las especies invasoras son un motor importante de degradación de la biodiversidad, y afectan negativamente procesos ecosistémicos, regímenes de perturbación y en general la diversidad local de los sistemas que invaden (e.g. Ehrenfeld, 2010), representando actualmente una amenaza para el 14% de las especies en Peligro Crítico a nivel global (Dueñas et al., 2021) y han estado involucradas en la extinción de un 58% siendo el principal impulsor de la extinción del 17% de las plantas, 25% de los reptiles 27% de la aves y el 47% de los mamíferos extintos desde el año 1500 DC, representando el segundo impulsor de extinción detrás de la pérdida de hábitat (Bellard et al., 2016; WWF, 2020).

No cabe duda de que el número de especies invasoras en un área dada, es un síntoma de degradación del ecosistema y refleja indirectamente la intervención que ésta ha tenido por parte de actividades humanas, aunque sabemos que de manera imperfecta, ya que el impacto de las especies invasoras no es estrictamente aditivo; el impacto por especie puede ser distinto dependiendo de que otras especies han invadido (e.g., Schuster y Dukes, 2014). No obstante, es importante cuantificar si una región dada posee más o menos

especies invasoras que lo que se esperaría, *ceteris paribus*, de acuerdo a su área usando esto como un análogo del límite ambiental. Para responder esta pregunta en el caso de Chile, usamos los datos publicados por el estudio de Turbelin et al., (2017) y construimos la relación especies área para los distintos países del mundo para los que hay datos. Los resultados para la relación número de especies invasoras versus área y lo mismo, pero normalizando el número de especies por el número de especies nativas, se presentan en la Figura 16. En ambos casos se puede apreciar una relación significativa donde Chile se desvía positivamente. Esto implica que tenemos más especies invasoras que lo que se esperaría, *ceteris paribus*, dado el área del país, por lo que este límite asociado a la pérdida de biodiversidad también estaría excedido. Específicamente, en el caso de la relación número de especies invasoras versus área el límite nacional es de 29,47 especies. En Chile, hay un total de 107 especies invasoras, lo que significa que el límite está transgredido en un 263,1%. En el caso de la misma relación, pero normalizada por el número de especies nativas, el límite nacional es de 0,28. En Chile hay 1,9 especies exóticas por cada especie nativa. Por lo tanto, el límite está transgredido en un 564,9%.

Este análisis debe ser tomado con cautela, toda vez que, no existe un límite planetario para las especies exóticas invasoras, y además no existe evidencia acerca de cual es el número máximo de especies exóticas invasoras que pueden ser agregadas a un ecosistema, sin que este cambie drásticamente, perdiendo especies y funciones. No obstante, la evidencia científica es concluyente sobre el impacto negativo de las especies invasoras exóticas sobre las especies nativas, por lo que colocar el límite en el número esperado de especies dada el área del país es una primera aproximación que nos permite una cuantificación clara de éste límite.

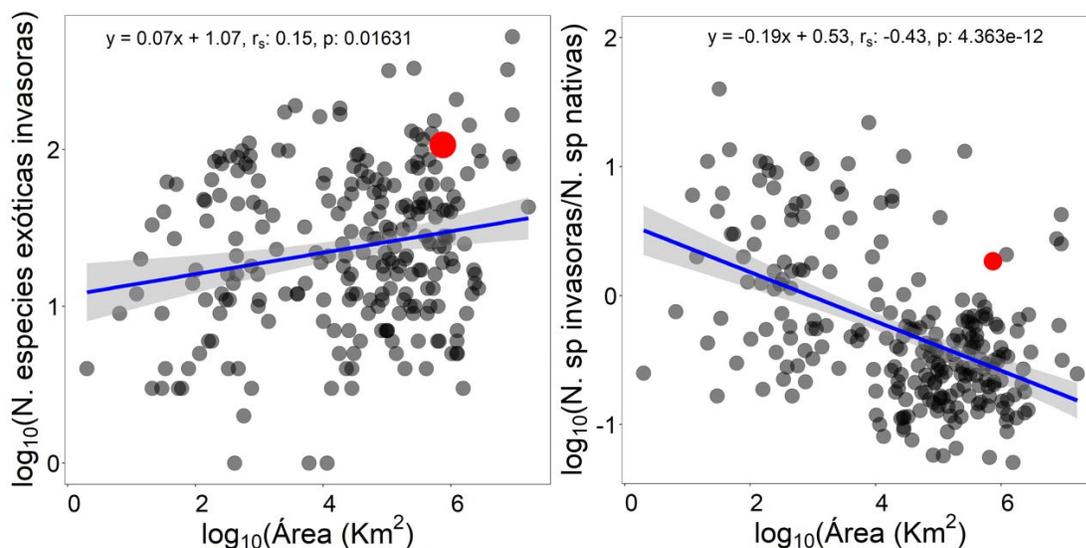


Figura 16. Relación especies área para el caso del número de especies invasoras y el número de especies invasoras normalizado por el número de especies nativas, versus el área.

Datos de Turbelin et al. 2017

2.7 Contaminación Atmosférica

La evidencia científica no ha identificado un nivel de exposición segura al $MP_{2,5}$, sin embargo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda que las personas no se expongan a concentraciones medias diarias mayores a $25\mu g MP_{2,5}/Nm^3$ ni a una concentración media anual mayor a $10\mu g MP_{2,5}/Nm^3$, cabe señalar que la OMS propone tres pasos intermedios para alcanzar los valores guía (Tabla 10, WHO, 2006). Chile, por su parte, estableció en el año 2011 su propia norma primaria de calidad del aire para $MP_{2,5}$, la que establece un valor norma de exposición máxima diaria de $50\mu g MP_{2,5}/Nm^3$ y un nivel medio anual de $20\mu g MP_{2,5}/Nm^3$ (Ministerio Del Medio Ambiente (MMA), 2011), estos niveles son un poco más exigentes que el objetivo intermedio 2 de la OMS (WHO, 2006).

Método de Downscaling: Contaminación Atmosférica

En este trabajo se utilizó el enfoque de Cole et al., (2014) debido a que es un método de “Objetivo de Política Pública” y se enfoca en las concentraciones de $MP_{2,5}$ que es el principal contaminante en la mayoría de las zonas de Chile con mala calidad de aire.

Tabla 10 Alternativas de límites ambientales de contaminación atmosférica

Fuente: Elaboración propia en base a (WHO, 2006), (MINISTERIO SECRETARÍA GENERAL DE LA PRESIDENCIA; et al., 1998) y (Ministerio Del Medio Ambiente (MMA), 2011)

	Norma Diaria [$\mu g MP/Nm^3$]	Norma Anual [$\mu g MP/Nm^3$]
--	-------------------------------------	------------------------------------

	MP10	MP2,5	MP10	MP2,5
Objetivo Intermedio 1 OMS	150	75	70	35
Objetivo Intermedio 2 OMS	100	50	50	25
Objetivo Intermedio 3 OMS	75	37,5	30	15
Guía de calidad del Aire OMS	50	25	20	10
Norma Chilena	150	50	50	20

Límite: Contaminación Atmosférica

Los planes de descontaminación atmosférica (PDA) permiten recuperar la calidad ambiental deseable, y en Chile el 60% de la población nacional vive en zonas con PDA (Ministerio Del Medio Ambiente (MMA), 2020). Esto da cuenta de que lamentablemente la mayor parte de la población vive en zonas con mala calidad del aire, lo que implica que el límite de contaminación atmosférica está excedido. La mayoría de estos PDA, tienen como una de sus principales fuentes emisoras el uso de calefactores a leña, de hecho, de acuerdo con el Ministerio Del Medio Ambiente (MMA) (MMA, 2020) el 81,5% de las emisiones de MP provienen del uso de leña residencial, cuya extracción en gran medida proviene de Bosques Nativos sin plan de manejo, impactando las emisiones de GEI, degradando el Bosque y poniendo en riesgo la biodiversidad terrestre.

La red de monitoreo de calidad del aire en diversas ciudades y localidades de Chile, a cargo del MMA, integra la calidad del aire para los distintos contaminantes regulados en Chile, y en el último informe se puede apreciar que la mayoría de las zonas en que se superan las normas nacionales de calidad del aire es producto de las altas concentraciones de MP_{2,5}, en particular el 2019. La norma diaria se sobrepasaba en el 61% de las estaciones de monitoreo, si utilizamos la recomendación de la OMS esta cifra se eleva a un 87% de las estaciones de monitoreo. Lo que da cuenta del enorme desafío pendiente y del nivel por el cual se ha excedido este límite.

Los PDA en su elaboración, desarrollan un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES), lo que es una evaluación *ex ante* de las medidas a implementarse en el PDA, que permitirían alcanzar el cumplimiento de la norma. Estos análisis estiman los costos y beneficios del PDA, por lo que resultan un buen indicador de la rentabilidad social de respetar los límites ambientales. En particular a modo de ejemplo, se presenta el resultado del AGIES desarrollado para evaluar el PDA del Gran Concepción (Ministerio del Medio Ambiente, 2018), donde se aprecia que el beneficio neto estimado del PDA es de 440

Millones de USD y que los beneficios valorizados de descontaminar el aire superan en 2,7 veces los costos de la regulación, por lo que se puede apreciar que cumplir este límite ambiental es beneficioso desde un punto de vista económico.

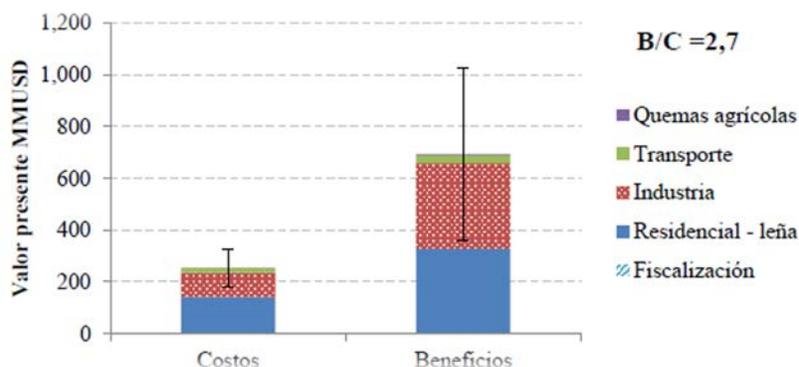


Figura 17 Beneficios y Costos del cumplimiento del límite ambiental para MP10 y MP2,5 para la zona del Gran Concepción

Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente, 2018)

2.8 Contaminación química

Método de Downscaling: Contaminación química

El límite de contaminación química no ha sido cuantificado o determinado, por lo que no se sabe en qué punto se sobrepasa la “zona segura” planetaria (Rockström et al., 2009a; Steffen et al., 2015). No obstante esto, es claro que la amenaza de la contaminación química va en aumento. Un buen ejemplo de esto son los microrplásticos. Estos son pequeñas partículas con un diámetro inferior a 5 milímetros cuya producción ha aumentado exponencialmente desde la década de 1960 hasta alcanzar más de 320 millones de toneladas en 2015. Si a lo anterior se suma la creciente demanda de productos plásticos, se estima que la producción superará los 1.000 millones de toneladas en 2050. Los microplásticos en el ambiente acuático se pueden encontrar en todos los componentes del ecosistema y biota acuática marina (Hidalgo-Ruz et al., 2012), pero no se tiene datos sobre el volumen y flujo de plástico en cada entorno y existe menos información todavía sobre microplásticos en ambientes de agua dulce (FAO, 2019).

La preocupación de los microplásticos se basa en que estos contienen una mezcla de productos químicos añadidos durante su fabricación, los cuales pueden filtrarse mediante lixiviación al ambiente. Así también, pueden absorber sustancias persistentes, bioacumulables y tóxicas (PBT) presentes en el medio marino, como los contaminantes orgánicos persistentes. Asimismo, los microplásticos son un sustrato sobre el que viven organismos marinos como invertebrados, microalgas, bacterias, hongos o virus

(fenómeno conocido como bioincrustación), algunos de los cuales representan patógenos potenciales cuando se consumen mariscos o pescados (FAO, 2019). Cabe destacar que tampoco se ha evaluado la toxicidad de los monómeros y polímeros más comunes de plástico ni de los aditivos plásticos más comunes en mariscos. Es importante señalar que los microplásticos cumplen con los tres criterios expuestos por Persson et al., (2013) y que debe satisfacer una sustancia química para ser calificada de contaminante: (i) que el agente químico tenga un efecto disruptor sobre procesos fundamentales del sistema terrestre, para lo cual no tenemos información, (ii) el efecto disruptor no se descubre hasta que los impactos asociados se manifiestan a escala planetaria, y (iii), los impactos son poco reversibles o mitigables. En conclusión, la evidencia apunta a que los microplásticos son sustancias químicas que pueden representar una amenaza a nivel mundial.

Los plaguicidas también son un ejemplo de compuestos químicos sintéticos que circulan en el planeta. Estos son utilizados para contrarrestar el efecto negativo de las plagas, enfermedades y malezas sobre el rendimiento de los cultivos en la agricultura. No obstante, los pesticidas generan contaminación que afecta negativamente el funcionamiento de los ecosistemas naturales y la salud humana. La base de datos de la American Chemical Society, identificó en 1993 más de 13 millones de productos químicos, a los que se suman cada año unos 500.000 compuestos, aumentando la carga de sustancias contaminantes en la atmósfera suelos y agua (Ongley, 1997). Los elementos existentes dentro de las estructuras químicas de los plaguicidas sufren transformaciones después de su aplicación y cerca del 98% de los insecticidas y el 95% de los herbicidas utilizados no cumple con el objetivo de llegar a la planta y son dispersados a través del viento y el agua. Finalmente, los compuestos químicos pueden movilizarse como residuos volátiles que pasan a la atmósfera desde el suelo o desde las superficie de las plantas o ayudados por erosión eólica (e.g., Majewski y Capel, 2019; Van Dijk y Guicherit, 1999).

Uno de los impactos más conocidos por el uso de plaguicidas se registra en el libro “Primavera Silenciosa” escrito por Rachel Carson en 1962, donde se pone en evidencia la declinación de aves silvestres en el hemisferio norte por el uso de un insecticida llamado dicloro difenil tricloroetano (DDT) y otros pesticidas clorados usados en la década del 50 y 60. La difusión alcanzada por el libro de Rachel Carson se asocia con el surgimiento de la rama de derecho ambiental, donde se comienzan a tratar temas como la regulación de compuestos químicos tóxicos, los recursos naturales y la protección de especies en peligro de extinción (Wright y Welbourn, 2002). Así también, en 1972 tuvo lugar la conferencia de Naciones Unidas sobre el Ambiente Humano en Estocolmo, donde se crearon en distintos países, ministerios o secretarías de ambiente, y se promulgaron leyes ambientales. A partir

de esa fecha, se promulgaron programas de investigación educación y regulación relacionados con la presencia de sustancias químicas en el ambiente (Planes y Fuch, 2015)..

Otro caso famoso relacionado al impacto del uso de plaguicidas en el ambiente surgió en 1980, donde se comprobó que los contaminantes se podían transportar a través de la atmosfera hacia regiones muy alejadas del sitio de emisión. Se encontró en los tejidos de animales que habitaban en las zonas árticas (osos polares y focas) compuestos de pesticidas clorados y bifenilos policlorados, a pesar de que en esta región no se usaban. Estos compuestos se denominan Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs), los cuales son resistentes a la degradación, son bioacumulables y tóxicos (Wright y Welbourn, 2002). Algo similar ocurre con los elementos traza (requeridos por los organismos vivos generalmente en muy bajas cantidades) y elementos químicos asociados a la industria metalúrgica, minera y automotriz que se han encontrado en organismos de las tramas tróficas marinas en la Patagonia (Espejo et al., 2019; Garcia-Cegarra et al., 2020), lo cual nos alerta de la amplia distribución de la contaminación por agentes químicos asociados a las actividades humanas.

La aplicación de plaguicidas tiene impactos adversos en la salud humana. Los pesticidas pueden ingresar al cuerpo de una persona de diferentes maneras: a través de las vías respiratorias, la boca o piel, y su exposición se da en forma de partículas de polvo, agua o vapor. Cabe destacar que estos residuos químicos debido a su propiedad de persistencia se mantienen y acumulan en el cuerpo a pesar de ingerir dosis insignificantes pero con el paso del tiempo pueden representar un riesgo importante (Nicolopoulou-Stamati et al., 2016), especialmente en un contexto mundial donde el uso de agroquímicos se ha intensificado (Altieri y Nicholls, 2020). Considerando lo anterior y el uso inadecuado de los productos químicos en la producción de alimentos respecto a la salud, tanto en animales como seres humanos, se asocian a problemas como el cáncer, deformaciones congénitas, alteraciones hormonales, deficiencias en el sistema reproductivo, daños celulares, problemas respiratorios, trastornos de memoria, enfermedades de la piel, depresión, abortos y enfermedades neurológicas (Nicolopoulou-Stamati et al., 2016). Otra fuente importante de contaminación en ambiente marinos tiene que ver con los biocidas usados en la pintura de los barcos y que retardan el asentamiento de organismos marinos tales como el TBT (Tributyl-tin) el cual fue vetado desde el 2003 dando origen al uso de cobre como biocida en las pinturas

En Chile las poblaciones más vulneradas son las comunidades rurales, que en su mayoría corresponden a poblaciones que estudian y trabajan en la cercanía de predios agrícolas donde se aplican pesticidas sin cumplir con las regulaciones correspondientes. Por ejemplo, Muñoz-Quezada et al., (2012) documentan las existencia de metabolitos en la orina de niños de 6 a 12 años de la provincia de Talca, que al consumo de frutas con clorpirifos y fosmet (manzanas, tomates y naranjas), y a vivir en la cercanía de predios agrícolas y consecuente exposición a plaguicidas organofosforados. Estos autores también

señalan que en Chile se venden plaguicidas en collares de animales domésticos y en productos que controlan pulgas y garrapatas que en Europa están Prohibidos, en USA se encuentran restringidos y que la IARC (International Agency for Research on Cancer) los tiene clasificados en el grupo de “probablemente cancerígenos” (por ejemplo, el diazidón). En este contexto, concluyen los autores, toda la población está en cierta medida expuesta a estos químicos, y ya que la normativa chilena regula sólo parcialmente la venta y manipulación de estos plaguicidas, cualquier adulto puede aplicarlos sin capacitación, independiente de su peligrosidad, lo que implica un mayor riesgo a la salud de las personas.

En el caso de Chile, habría que sumar el impacto de los pesticidas y antibióticos usados en la industria acuícola para reducir la incidencia de ectoparásitos y bacterias, y que generan contaminación y alteración de los ecosistemas donde se realizan los cultivos (Quiñones et al., 2019b) y la contaminación por acopios de minerales en entornos poblados y por la importación de desechos contaminantes (como el caso de la empresa Promel que importó desechos de la empresa Sueca Boliden Metal y los almacena sin protección en una zona de Arica que con los años se fue poblando), generándose contaminación por plomo, cobre, Molibdeno, y Zinc que es inhalado en el polvo que circula en las ciudades (Sepúlveda et al., 2000; Tapia et al., 2018; Tchernitchin et al., 2006).

De acuerdo con lo anteriormente mencionado, los plaguicidas cumplen con los tres criterios expuestos por (Persson et al., 2013) lo cual los identifica como sustancias químicas problemáticas a nivel mundial.

Límite: Contaminación química

Dado que este límite no ha sido cuantificado o determinado, nuestra propuesta es evaluar el límite sólo para los plaguicidas, y estimarlo como lo que se esperaría que Chile utilice considerando la superficie destinada a usos agrícolas. Para esto se realizó una regresión lineal entre las dos variables anteriormente señaladas a nivel mundial. En base a dicha regresión, se estableció el valor esperado del uso de plaguicidas (Figura 18).

Los datos utilizados para el cálculo se obtuvieron de la base de datos de FAOSTAT (<http://www.fao.org/faostat/en/>) para la totalidad de países disponibles en el año 2018. Utilizando esta información se realizó una regresión lineal entre el área de cultivos agrícolas y la cantidad de pesticidas usados. En base a esta relación, el límite nacional propuesto se definió como el valor esperado del uso de pesticidas con respecto al área cultivada de cada país. En este caso, el límite de uso de pesticidas para Chile es 1.318,91 toneladas; en el 2018

Chile aplicó un total de 9.831 toneladas de pesticida, lo que significa que el límite está transgredido en un 645,4%.

El cálculo de éste límite es conservador pues es probable que el límite planetario este muy por debajo de la predicción de la regresión en la Figura 18, desgraciadamente ante la falta de información, el método utilizado al menos nos permite acercarnos al exceso en uso de pesticidas por parte del país en relación a su área agrícola y en comparación con el resto del planeta, y asumiendo que el impacto de los plaguicidas es similar entre países, a pesar de diferencias en clima, biodiversidad, y tipos de cultivos predominantes. No obstante esta variabilidad el área cultivada es un buen predictor de la cantidad de pesticidas utilizados.

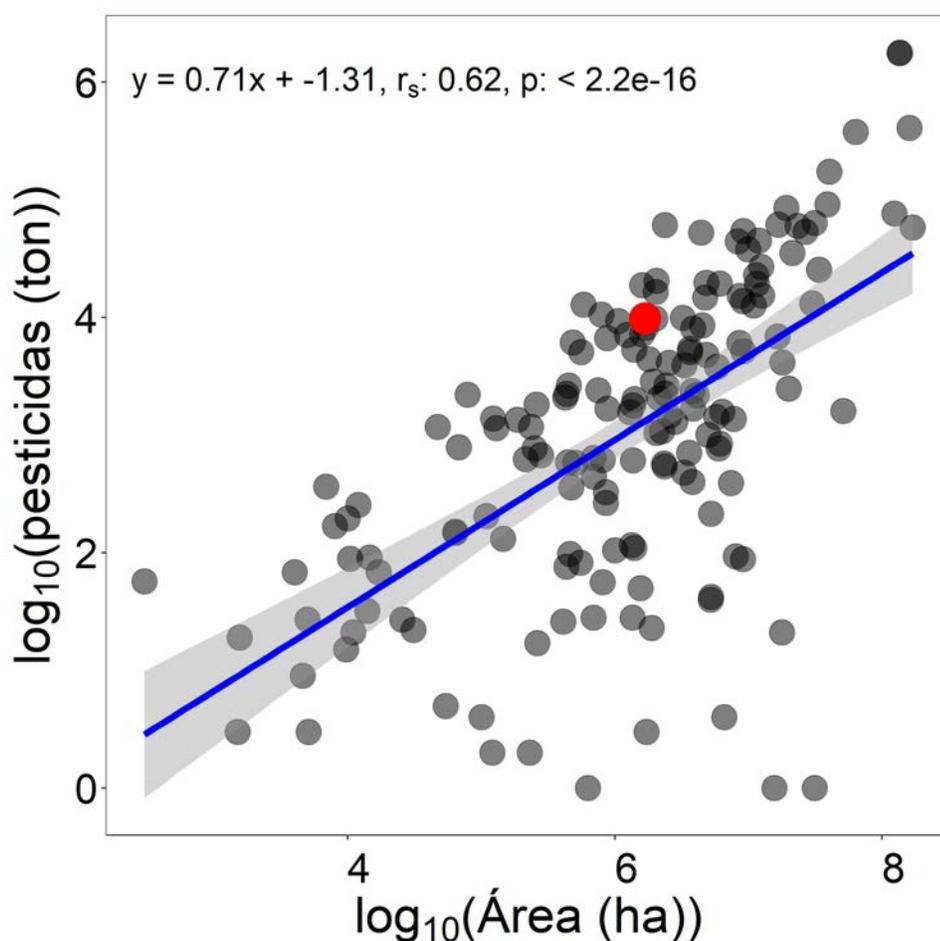


Figura 18. Relación área de cultivos agrícolas y la cantidad de pesticidas usados.
Fuente: Elaboración propia

2.9 Pesquerías

Antecedentes nacionales

La pesquería es una actividad extractiva importante que impacta a los ecosistemas marinos y contribuye a la pérdida de biodiversidad en estos ecosistemas (Costello et al., 2016; Davies y Baum, 2012; McCauley et al., 2015) siendo Chile uno de los 10 países pesqueros más importantes del mundo (FAO, 2020). Esta actividad contribuye con aproximadamente el 1,05% del PIB a nivel nacional y otorga empleo a más de 145 mil personas (Cox y Bravo, 2013).

En Chile se extraen actualmente más de 60 especies (Castilla et al., 2007), de las cuales 44 están catalogadas dentro de las principales pesquerías del país (SUBPESCA, 2021). Anualmente, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) estudia y reporta el estado de explotación en el que se encuentran estas 44 pesquerías (para el resto de los recursos hidrobiológicos no existen evaluaciones formales que permitan inferir el estado en el que se encuentran). El estado de explotación de los recursos se evalúa en función de los puntos biológicos de referencia, los cuales corresponden a un valor o nivel estandarizado que tiene por objeto establecer la medida a partir de la cual o bajo la cual queda definido el estado de situación de las pesquerías, pudiendo referirse a: a) biomasa, b) mortalidad por pesca, o c) tasa de explotación. La ley de pesca establece que el punto biológico de referencia que se debe considerar es el rendimiento máximo sostenible (MRS), definido como el mayor nivel promedio de remoción por captura que se puede obtener de un stock en forma sostenible en el tiempo y bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes (SUBPESCA, 2021). En base a lo anterior, el estado de las pesquerías se puede clasificar en cuatro categorías:

- Pesquería subexplotada: aquella en que el punto biológico actual es mayor en caso de considerar el criterio de la biomasa, o menor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible y respecto de la cual puede obtenerse potencialmente un mayor rendimiento.
- Pesquería en plena explotación: aquella cuyo punto biológico está en o cerca de su rendimiento máximo sostenible.

- Pesquería sobreexplotada: aquella en que el punto biológico actual es menor en caso de considerar el criterio de la biomasa o mayor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible, la que no es sustentable en el largo plazo, sin potencial para un mayor rendimiento y con riesgo de agotarse o colapsar.
- Pesquería agotada o colapsada: aquella en que la biomasa del stock es inferior a la biomasa correspondiente al punto biológico límite que se haya definido para la pesquería, no tiene capacidad de ser sustentable y cuyas capturas están muy por debajo de su nivel histórico, independientemente del esfuerzo de pesca que se ejerza.

VARIABLES OPERACIONALES Y LÍMITE NACIONAL

Al igual que en Chile, el estado de los recursos en Sudáfrica se basa en el nivel de biomasa actual del recurso con respecto a la biomasa en el que se obtiene el rendimiento máximo sostenible (Cole et al., 2014). En este contexto, y dado que no hay un límite global definido para las pesquerías, nosotros nos basamos en Cole et al., (2014) y definimos como variable operacional del límite de las pesquerías a la categoría de explotación en que se clasifica la pesquería y que refleja el estado de la población de las especies que son extraídas por la pesca en Chile. En este contexto el límite nacional es cero pesquerías colapsadas.

Para evaluar este límite, obtuvimos los datos históricos del estado de las pesquerías a partir de los reportes anuales que emite la subsecretaría de pesca y acuicultura (SUBPESCA). En cada reporte de indica el estado de las principales pesquerías de Chile y se define la categoría de explotación en la que cada recurso se encuentra (SUBPESCA, 2021). Nuestra escala temporal abarca desde el 2012 al presente.

LÍMITE: PESQUERÍAS

El valor del límite nacional que se seleccionó para las pesquerías fue de 0 pesquerías en estado de colapsadas. En base al límite nacional definido, Chile ya transgredió el porcentaje de especies colapsadas (Figura 19) y desde el 2012, entre un 10% y un 40% de las pesquerías estuvieron colapsadas. Específicamente, en el 2020 el porcentaje de pesquerías colapsadas fue de un 22,2%, lo que corresponde a un total de 6 pesquerías. Por lo tanto, el límite está trasgredido en un 600%. No obstante, el análisis sugiere que una tendencia hacia una disminución de pesquerías colapsadas a partir del 2016, pero la categoría de

sobreexplotadas ha ido en aumento, lo que sugiere que han ocurrido avances en la recuperación de los recursos (Figura 19), pero también colapso en otros.

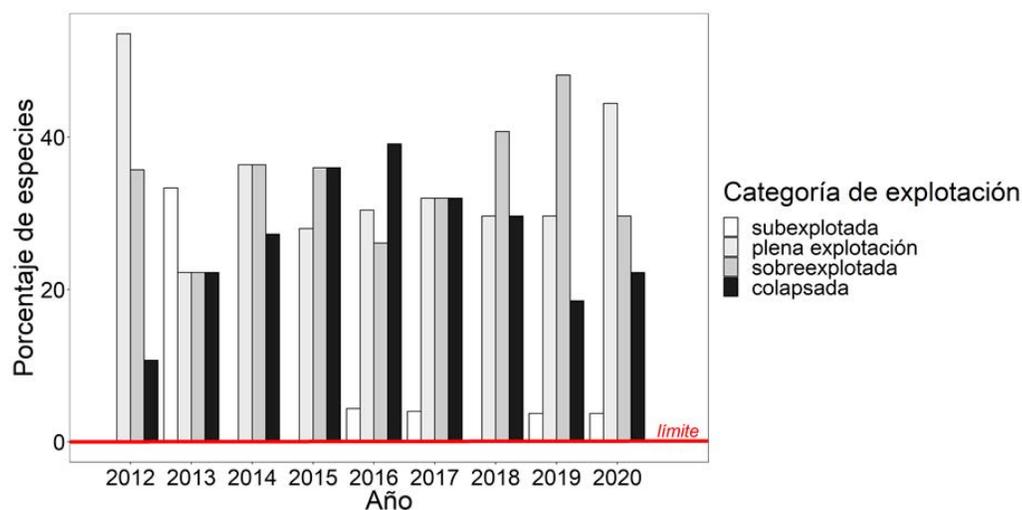


Figura 19. Porcentaje de las principales especies de interés comercial que se encuentran en cada una de las categorías de explotación en los últimos nueve años.

La línea roja representa el límite ambiental considerado en este trabajo. Entre el 2012 y el 2020 el total de especies clasificadas en cada año fueron 28, 36, 22, 25, 23, 25, 27, 27 especies, respectivamente.

Fuente: Elaboración propia

2.10 Síntesis y proyecciones sobre la brecha ambiental de Chile

La Tabla 11 resume los límites ambientales que fueron evaluados en este estudio y el estado en el que se encuentra el país respecto al valor del límite nacional calculado. **De los 10 límites ambientales evaluados, nueve se encuentran transgredidos** (en orden decreciente) estos son: la contaminación química, pesquerías, fósforo, pérdida en biodiversidad, cambio climático, nitrógeno, uso de agua dulce desde la macrozona norte a la macrozona centro, contaminación atmosférica y cambio de uso de suelo a nivel de Chile central) **y tres están debajo del límite** (agotamiento del ozono estratosférico, el uso de agua dulce desde la macrozona centro-sur a la austral y el cambio de uso de suelo a nivel nacional). Por otro lado, la magnitud en la cual se exceden los límites es muy alta. En el caso del límite de contaminación química, el uso de pesticidas está transgredido en un 645,4%; en el límite de pesquerías, el porcentaje de especies colapsadas está transgredido en un 600%; en el límite del fósforo, el uso de fósforo en fertilizantes está transgredido en un 290%; el límite de pérdida de biodiversidad está excedido entre un 272% a 1.927%; en tanto que el límite de cambio climático está excedido en un 236%. A la luz de estas cifras,

la brecha ambiental del país es profunda y demanda urgentemente un replanteamiento del modelo de desarrollo imperante, a uno que genere crecimiento y beneficios para los ecosistemas y las personas.

Tabla 11. Evaluación del estado en el que se encuentra Chile respecto a los límites nacionales calculados en este estudio

Límite evaluado	Variable operacional	Valor del límite de Chile	Rendimiento de Chile
Flujos biogeoquímicos: nitrógeno	Uso de nitrógeno total en fertilizantes	Inferior: 1,11E+08 Kg N a ⁻¹ Superior: 1,49E+08 Kg N a ⁻¹	Transgredido en un 75% respecto al límite superior
	Pérdida / liberación de N a través del uso de fertilizantes y de la salmicultura	7,60E+05 Kg N a ⁻¹	Transgredido en un 51,9%
Flujos biogeoquímicos: fósforo	Uso de fósforo total en fertilizantes	Inferior: 1,11E+07 Kg P a ⁻¹ Superior: 2,03E+07 Kg P a ⁻¹	Transgredido en un 290,7% respecto al límite superior
Agotamiento del ozono estratosférico	Emissiones de HCFC	39,4 toneladas PAO (calendario de reducción 2020)	No transgredido El consumo de HCFC fue 31,4% menos que el límite establecido para el año 2020
Cambio climático	Emisión de CO _{2eq}	645 MegatCO _{2eq} (2020-2050)	Transgredido en un 236% Comparado con el escenario IBA3+(tendencial) previo a la NDC 2020
Uso de agua dulce	Consumo de agua para distintos fines que implica una extracción desde una fuente natural	40% de la disponibilidad natural de agua de manera renovable	<u>Macrozona norte</u> Transgredido 66,7% de cuencas por sobre el límite nacional
			<u>Macrozona centro-norte</u> Transgredido 20% de cuencas por sobre el límite nacional
			<u>Macrozona centro</u>

			<p>Transgredido 25% de cuencas por sobre el límite nacional</p> <p><u>Macrozona centro-sur</u> Debajo del límite</p> <p><u>Macrozona sur</u> Debajo del límite</p> <p><u>Macrozona Austral</u> Debajo del límite</p>
Cambio de uso de suelo	Superficie máxima que podría ser ocupada por actividades humanas	10986920 hectáreas	<p><u>Nivel país</u> Debajo del límite Entre un 60,5% y un 31,4%</p> <p><u>Chile central</u> Transgredido Entre un 244% y un 297%</p>
Pérdida en biodiversidad	Tasa de extinción	< 10 especies por millón de especies por año (E/MEA)	<p>Transgredido Entre un 272% - 1927%</p>
	Estado de Conservación de los Ecosistemas	Ningún ecosistema amenazado	<p>Transgredido Existen entre 6 y 14 ecosistemas amenazados (En Peligro o En Peligro Crítico) esto es un 600% a un 1400% por sobre del límite ambiental.</p>
	Relación entre el número de especies exóticas y el área del país	Menos de 29,47 especies exóticas o 0,28 especies exóticas corregidas por el número de especies nativas	<p>Transgredido Chile posee un mayor número de exóticas invasoras que lo esperado por su área geográfica. Límite transgredido en un 263,1% y en un 564,9%, respectivamente</p>
Contaminación atmosférica	Concentración media diaria de MP _{2,5}	Inferior: 25 µg MP _{2,5} /Nm ³ Superior: 50 µg MP _{2,5} /Nm ³	<p>Transgredido En un 61% de las zonas con monitoreo el aire no cumple con el límite superior</p>

y en un 87% no cumple con el límite inferior

Contaminación química	Relación entre las hectáreas de tierra cultivable y el uso total de pesticidas por país.	Definido como el valor esperado del uso de pesticidas con respecto al área cultivada de cada país. En el caso de Chile son 1318.91 ton	Transgredido En un 645,4%
Pesquerías	Número de pesquerías colapsadas	0	Transgredido en un 600%

Fuente: Elaboración propia

3 Una nueva forma de crecimiento

3.1 Discusión sobre el modelo actual de desarrollo nacional y sus falencias

La matriz productiva y exportadora chilena se caracteriza por una fuerte dependencia de la extracción de recursos naturales de bajo valor agregado (productos mineros, agrícolas, silvícolas y pesqueros). Esta forma de desarrollo le ha permitido a Chile, desde los años noventa, mantener tasas de crecimiento económico altas en comparación al resto de la región latinoamericana, esto se explica por un coeficiente de inversión o formación bruta de capital fijo respecto del PIB elevado en comparación con el promedio de América Latina (Ffrench-Davis y Díaz, 2019). El modelo diseñado a fines de los setenta fue simple, explotación extensiva de recursos naturales, ignorando las externalidades negativas. Básicamente era necesario importar maquinaria para la producción de materias primas de baja complejidad, las cuales eran exportadas, esta explotación extensiva de manera no sostenible fue deteriorando los recursos naturales (Ffrench-Davis y Díaz, 2019).

Sin embargo, desde principios del siglo XXI este modelo ha empezado a dar señales de agotamiento, esto debido a la baja del dinamismo en las inversiones en infraestructura, las bajas tasas de innovación y a que los rendimientos de los recursos naturales han sido decrecientes (Ffrench-Davis y Díaz, 2019). Lo anterior con un impacto sobre el medio ambiente, por ejemplo, en la Figura 20, se puede ver que la producción de frutas se ha duplicado entre 2004-2016 en relación al periodo 1990-2013. Las razones económicas detrás de este cambio en la producción agrícola tienen por lo tanto un impacto que va más allá de la sola producción de frutas e impacta el uso de suelo, el uso de fertilizantes, la pérdida de biodiversidad, el uso de agua dulce, entre otros, es decir, cambios en las decisiones económicas tienen impactos múltiples y en ese sentido se hace cada vez más necesaria una evaluación más sistémicas de las actividades económicas, asegurando que no contribuyan al rebasamiento de límites ambientales, sino más bien generen impactos netos positivos y reduzcan la transgresión de los límites ambientales.

Chile: producción física de productos básicos, 1990-2016
(En porcentajes, tasas medias anuales de crecimiento)

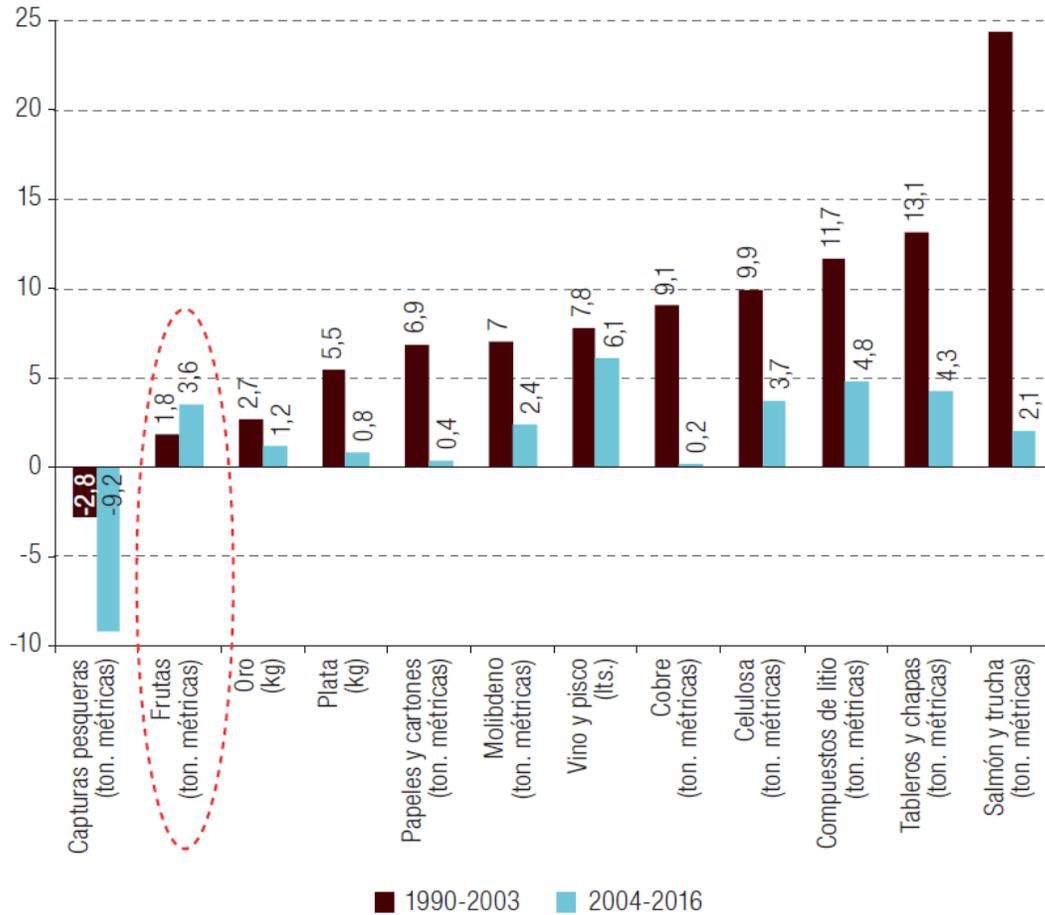


Figura 20 Tasas de crecimiento media anual de producción física de productos básicos 1990-2016

Fuente: (Ffrench-Davis y Díaz, 2019)

3.2 Implicancias de un nuevo modelo de crecimiento

CEPAL (2020) indica que existen tres brechas (social, ambiental y la de sostenibilidad) para alcanzar un desarrollo sostenible en la región latinoamericana y para cerrar o disminuir estas brechas, es necesario alcanzar tasas de crecimiento que consideren los siguientes factores:

- La restricción externa: Latinoamérica y Chile, en particular, tienen limitado el crecimiento por el panorama económico internacional, que se determina por la relación entre las elasticidades del ingreso de exportaciones e importaciones. Para el caso de Chile este valor se estimó en 1,4, por lo que, si el resto del mundo creciera a un 2% anual, la restricción externa para el crecimiento económico de Chile sería de 2,8%.

- La tasa de crecimiento necesaria para la igualdad: Latinoamérica y Chile en particular, se caracterizan por tener altos niveles de desigualdad. Reducir la desigualdad y la pobreza se facilita cuando existe una mayor tasa de crecimiento económico, que permite generar empleos de calidad y financiar políticas sociales de la mano de la implementación de políticas redistributivas. CEPAL (2020) analiza un escenario de crecimiento para la igualdad en la región asumiendo una política redistributiva asociada a una renta básica², en escenarios de crecimiento de un 2,5% vs. un 4%, si bien ambos escenarios reducían la desigualdad de manera significativa, para el primero la población en situación de pobreza en la región sería de un 10% al 2030, mientras que para el segundo sería de un 2%. Por su parte un escenario de crecimiento de un 4%, sin política redistributiva, nos conduciría a tener un 20% de población en situación de pobreza al 2030.
- La tasa de crecimiento compatible con la preservación del medio ambiente y las contribuciones determinadas a nivel nacional: La evidencia muestra que no es posible sostener el modelo de desarrollo actual y preservar una biosfera saludable, para esto es necesario que a nivel global se adopten cambios en las estrategias de desarrollo y se respeten los límites ambientales. El reducir las tasas de crecimiento del PIB o cambiando la forma de crecimiento (acelerando el progreso técnico y desacoplando los impactos ambientales del aumento del PIB) pueden ser algunas estrategias a seguir.

El gran desafío del crecimiento sustentable es hacerse cargo de las tres brechas e implementar una serie de políticas que las reduzcan, permitiendo generar un desarrollo económico y social, que respete los límites planetarios. Este desafío puede parecer complejo de alcanzar, pero para Chile encontramos que al menos en el ámbito del límite del Cambio Climático, es posible generar estrategias de mitigación, que a su vez promuevan beneficios sociales y económicos. Por ejemplo, reducir las emisiones considerando el escenario de esfuerzo alto implica un aumento de 7,4% en el PIB y un nivel de empleo 6,3% mayor al 2030, eso en relación al escenario sin mitigación de emisiones de GEI (MAPS Chile, 2014). Antosiewicz et al., (2020) llegaron a una conclusión similar al analizar las implicancias del nuevo compromiso de carbono neutralidad al 2050 asumido por Chile en la actualización 2020 de su NDC. Los autores evaluaron que esta estrategia de descarbonización implicaría para Chile un 4,35% más de PIB al 2050, en relación al escenario de referencia. En ambos

² El Gobierno implementa un ingreso básico monetario a los más pobres, esta política equivale a un gasto inicial de un 1,5% PIB el 2021, creciendo un 0,5% anual, hasta alcanzar un 3% del PIB, para luego mantenerse constante.

casos, los beneficios se explican debido a que la gran mayoría de las medidas de mitigación, requieren aumento en las inversiones, pero están acompañadas de reducciones en los costos de operación, que persisten por décadas, esto las hace rentables socialmente y aumentan el crecimiento potencial de la economía al hacer al país más competitivo. El gran problema con estos análisis, sin embargo, es la falta de una visión sistémica en relación a los límites ambientales y sus interacciones, ya que si bien es cierto las acciones consagradas en la NDC para mitigar emisiones son económicamente viables y logran que Chile se mueva hacia un espacio seguro en relación a las emisiones de GEI, algunas de éstas acentúan los problemas y la excedencia de límite en biodiversidad y agua toda vez que se plantea como acción principal la aforestación y plantación de especies exóticas. Por lo tanto, si bien, la NDC es una herramienta importante para impulsar el desarrollo del país en una ruta sustentable, más equitativa y respetando los límites ambientales, debe ser analizada desde una perspectiva ambiental global y multifactorial.

3.3 Ejemplos de una estrategia de crecimiento sustentable

Un modelo de crecimiento distinto es posible y puede traer beneficios económicos, sociales y ambientales. Esta sección, presenta las implicancias de algunas alternativas de intervención que podrían llevarnos a cumplir los límites ambientales, y analiza los impactos en otros ámbitos. En la primera sección se presenta un análisis de lo que implicaría cumplir con el límite de cambio climático en términos económicos. En la segunda sección se simulan, para algunos cultivos relevantes, alternativas de estrategias que permitirían cumplir con los límites de Flujos Biogeoquímicos, y se estiman los impactos económicos de estas. Por último, se analizan alternativas de estrategias para aumentar la captura de carbono en el sector de Bosques y Biodiversidad, para finalizar con un análisis de sus impactos en términos de otros límites ambientales y costos económicos.

3.3.1 El desafío de la Carbono Neutralidad como una oportunidad de crecimiento verde

En cumplimiento con los compromisos internacionales suscritos por el país, Chile plantea en su NDC una serie de transformaciones a nivel sectorial para lograr los siguientes objetivos: 1) alcanzar la carbono neutralidad en 2050, 2) mantener las emisiones de GEI por debajo 95 MtCO₂eq al 2030 y 3) no exceder el presupuesto de emisiones totales³ de GEI establecido en 1.100 MtCO₂eq para el período 2020-2030. Los sectores en que se consideran medidas son Generación Eléctrica, Transporte, Comercial, Industria y Minería,

³ El presupuesto de emisiones establecido para la NDC de Chile considera a los sectores que tienen emisiones netas, por lo que se excluye al sector UTCUTS (o de Bosques y Biodiversidad).

Residencial, IPPU (Procesos Industriales y Uso de Productos, por sus siglas en inglés), Economía circular, Agricultura, y Bosques y Biodiversidad (NDC 2020).

El proyecto “Opciones para lograr la neutralidad en carbono para 2050 en Chile en condiciones de incertidumbre”, desarrollado por el Centro de Energía Universidad de Chile, Centro de Cambio Global UC, Centro Latinoamericano de Políticas Económicas y Sociales UC, Tecnológico de Monterrey, RAND Corporation, y el Banco Interamericano de Desarrollo (BID, 2021), realiza una evaluación de las acciones comprometidas en la NDC y su potencial para lograr la carbono neutralidad en el país. Este proyecto, tuvo a su vez el objetivo de generar, a través de un proceso participativo y un modelo integrado de los distintos sectores, alternativas para el fortalecimiento de la NDC a través de la incorporación de acciones que mejoran su desempeño considerando las incertidumbres respecto al futuro en términos económicos, ambientales y tecnológicos (BID, 2021).

El proyecto BID evalúa el desempeño de las acciones planteadas en la NDC, y su capacidad para alcanzar de manera efectiva la carbono neutralidad, estudiando las transformaciones sectoriales en diversos escenarios. Para lo anterior, considera la existencia de incertidumbres económicas, ambientales, y tecnológicas, desarrollando un Modelo Integrado de Evaluación (MIE) que permite el análisis multisectorial considerando las incertidumbres mencionadas. Asimismo, evalúa el desempeño de distintos sectores, bajo estrategias de mitigación, considerando un total de 1.000 futuros posibles que varían considerando las numerosas incertidumbres propias de cada sector (por ejemplo, costos de inversión de tecnologías de mitigación, rendimientos agrícolas, rendimiento de bosques, etc.). Este ejercicio permitió determinar que es posible alcanzar la carbono neutralidad considerando las acciones comprometidas en la NDC, sin embargo, solo en un 11% de los futuros modelados las emisiones en el año 2050 se encuentran por debajo de 0 MtCO₂eq (Figura 21).

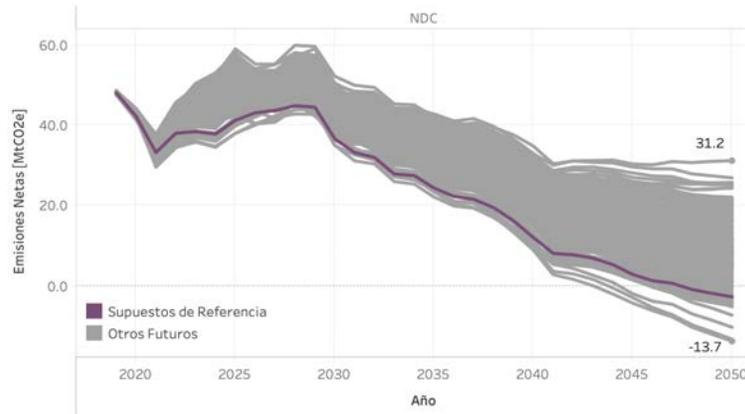


Figura 21. Emisiones netas totales del país (considerando todos los sectores) hasta 2050 en 1000 futuros.

Se consideran las acciones contenidas en la NDC y las incertidumbres identificadas para cada sector. La línea morada representa el escenario tendencial. Fuente: (BID, 2021)

Los resultados del proyecto BID sugieren la necesidad de robustecer la estrategia planteada en la NDC, para asegurar el cumplimiento de los compromisos de carbono neutralidad aun considerando escenarios de alta incertidumbre. Para esto, se plantean nuevas transformaciones sectoriales y/o una ampliación de las acciones consideradas en la NDC, denominada estrategia NDC+, para fortalecer la estrategia y lograr la carbono neutralidad (el detalle de las medidas que se evaluaron en ese ejercicio de presenta en el Anexo 3).

Considerando las acciones adicionales, se evalúa esta nueva estrategia en 1.000 futuros, considerando de igual forma las incertidumbres asociadas a cada sector. De lo anterior se obtiene que incluir las nuevas medidas se traduce en una gran reducción de la variabilidad de las emisiones netas al 2050, logrando además una mayor probabilidad de alcanzar la carbono neutralidad. Al considerar esta nueva estrategia NDC+, se obtiene que un 83% de los futuros simulados logran emisiones netas iguales o menores a cero en 2050. Además de lo anterior, en un gran número de estos futuros se consigue además el objetivo de mitigación planteado para 2030 (Figura 22).

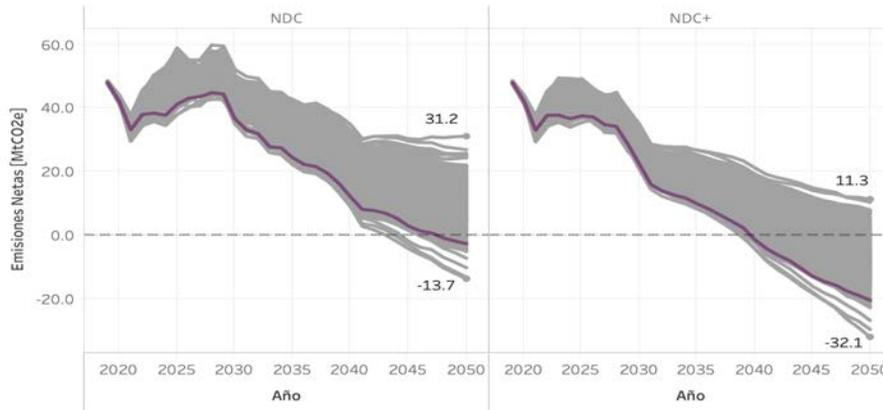


Figura 22. Comparación de las simulaciones de 1000 futuros de emisiones netas hasta el 2050, considerando todos los sectores.

A la izquierda se muestran las simulaciones considerando las acciones comprometidas en la NDC, y a la derecha las simulaciones considerando las acciones adicionales. Fuente: (BID, 2021)

Considerando un futuro de referencia (que no considera trayectorias incertidumbre), como muestra la Figura 23, la estrategia NDC+, al considerar medidas adicionales, resulta en una disminución de las emisiones netas de 17,8 MtCO₂eq al año 2050 (-2,7 MtCO₂eq versus -20,5 MtCO₂eq, respectivamente). Además de lo anterior, el objetivo de carbono neutralidad se alcanza más tempranamente al considerar la estrategia NDC+ (2048 en el caso de la NDC y 2040 en el caso NDC+).

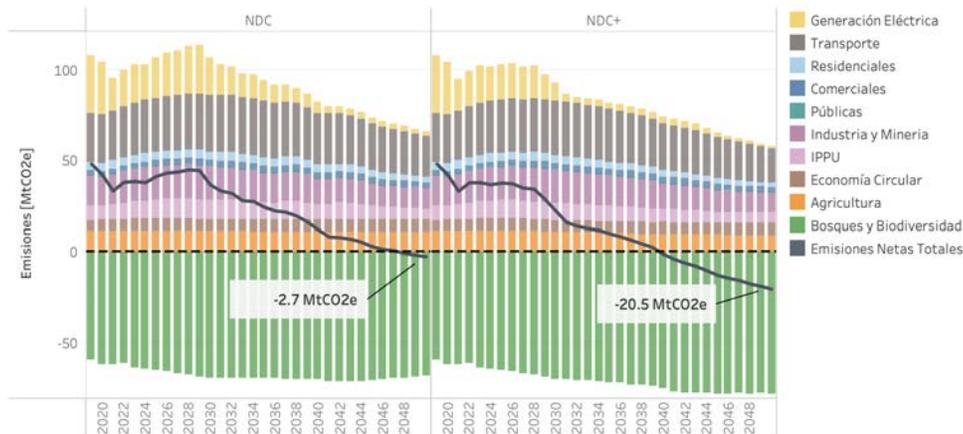


Figura 23. Emisiones por sector proyectadas en un escenario fijo (tendencial).

Se comparan las emisiones netas del país considerando las acciones incorporadas en la NDC (izquierda), y las emisiones netas considerando acciones adicionales (derecha). Fuente: (BID, 2021).

Desde una perspectiva macroeconómica, las estrategias de mitigación tienen un impacto macroeconómico positivo para Chile, aumentando el PIB, debido a que muchas

medidas requieren inversiones relevantes, pero esto se compensa con fuertes ahorros operacionales, lo que permite aumentar el crecimiento potencial de Chile a mediano plazo. De hecho, Antosiewicz et al., (2020) evaluaron el impacto de la estrategia NDC y si permitiría aumentar el crecimiento acumulado del PIB en 4,4% al 2050. Por otro lado, BID (2021) determinó que el impacto macroeconómico de las medidas adicionales incorporadas en la estrategia NDC+ llevan a un incremento del PIB acumulado de 0.8% al año 2050. Esto indica que el impacto integrado de una estrategia de carbono neutralidad robusta (NDC+), implica no solo una mayor certeza de cumplir los objetivos ambientales, sino también la posibilidad de aumentar el PIB de Chile en un 5,2% acumulado al 2050. Esto representa un incremento al 2050 de US\$31.000 millones para el caso del paquete NDC (Antosiewicz et al., 2020) , y entre US\$1.989 y US\$7.293 millones adicionales considerando el paquete NDC+ (BID, 2021).

Si se considera el valor del límite estimado para el país en cambio climático dado por el criterio de Objetivos de Política Pública, fijado en un presupuesto de 645 MtCO₂eq para el periodo 2020-2050 (Sección 3.3), robustecer las políticas consideradas en la NDC a través de más acciones de mitigación (NDC+), permite llegar a un presupuesto de emisiones de 337,5 MtCO₂eq, lo que representa un 48% por debajo del límite.

Lo anterior muestra que promover acciones eficientes orientadas a mejorar la sustentabilidad a nivel sectorial no solo contribuye a alcanzar los compromisos de carbono neutralidad adquiridos por el país, sino que también representan una oportunidad de crecimiento económico.

3.3.2 Implicancias para el desarrollo agrícola por el cumplimiento de los límites planetarios

Límite al uso de fertilizantes para la agricultura en Chile

Con el fin de modelar la producción agrícola respetando los límites planetarios de nitrógeno y fósforo calculados para Chile, se simuló al cambio en el rendimiento y de productividad de maíz y trigo, considerando la reducción de las dosis de fertilización de nitrógeno (N) y de fósforo (P) progresivamente a partir del año 2022. Lo anterior significaría que se cumplirían los límites establecidos al año 2030 y a partir de este año el uso de fertilizantes para producción agrícola estaría dentro de los límites. Los cálculos requirieron de una estimación de la superficie que se destina a uso agrícola al año 2050 a nivel nacional. Para lo anterior generamos una proyección de tendencia lineal a partir del uso histórico de tierras agrícolas entre 1990 y 2016 (base de datos entregada por el MMA a partir de información de ODEPA). La información de Ulibarry (2019) sobre del uso total de N y P en Chile en la temporada 2014-2015, y la superficie de uso de tierra del año 2014, se utilizaron para calcular la dosis de fertilización de N y P por tipo de cultivo. La proyección de uso de N

y P (t/año) al año 2050 se calculó como producto de la proyección de superficie de uso de tierras y las dosis de fertilización calculada. Posteriormente, utilizando los límites planetarios calculados para Chile a partir de la aproximación de Huang et al., (2020) (sección 2.1, los cuales corresponden a 149.000 t de N al año y 20.300 t de P_2O_5 al año), se obtuvo que para llegar al cumplimiento de los límites al año 2030 la fertilización nitrogenada debería disminuir en un 34% y la fosfatada en un 88%. A partir de esto, se calculó la tasa de reducción anual necesaria para el cumplimiento de los límites al 2030 comenzando en el 2022. Los resultados fueron un 4% de reducción anual en el uso de N y 21% para el uso de P_2O_5 .

Si bien ambos nutrientes tienen tasas de reducción anual diferentes, es importante tener en cuenta que la tasa de disminución en el uso de fertilizantes por tipo de cultivo o en un tipo de suelo debería tender a ser la misma, ajustándose al nutriente que se encuentra en menos concentración (e.g., nutriente limitante) y los requerimientos estequiométricos de las plantas, es decir, la proporción relativa en la concentración de nutrientes en donde el crecimiento se maximiza (Ågren et al., 2012; Letelier, 1991; Weih et al., 2016). En el caso de este estudio, el nutriente limitante para el cumplimiento del límite planetario es el fósforo, es decir, es el fertilizante cuya aplicación deberá disminuir más, pero esta disminución debe considerar el cambio proporcional de los otros nutrientes, principalmente el N. Por lo tanto, nuestra proyección de uso de fertilizantes consideró las tendencias del uso de N y P al 2050 utilizando las tasas de reducción anual desde el 2022 al 2030.

La Figura 24 y la Figura 25 muestran la proyección del uso de fertilizantes al 2050, para el escenario tendencial (BAU) y el escenario de cumplimiento de los límites ambientales a partir del 2030 (Limite Ambiental al 2030).

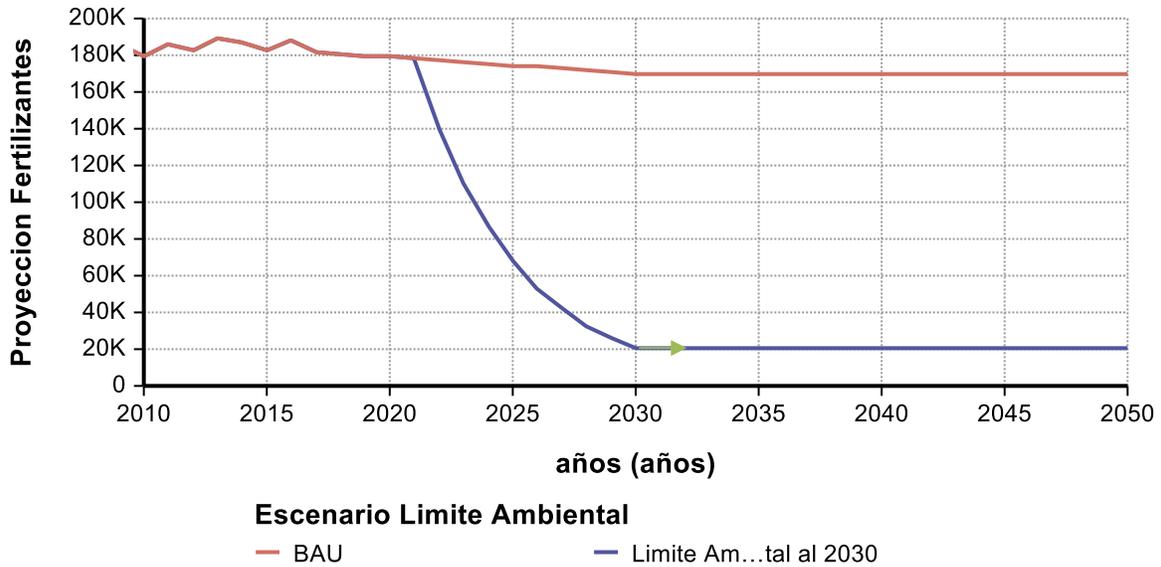


Figura 24 Proyección del uso de fósforo en la Agricultura en Chile en distintos escenarios. BAU representa el escenario tendencial y Limite Ambiental 2030 representa escenario en que se busca cumplir con la tasa de fertilización compatible con el medio ambiente desde el 2030. La flecha verde indica limite ambiental y desde que año se cumple para el fosforo. Fuente: elaboración propia

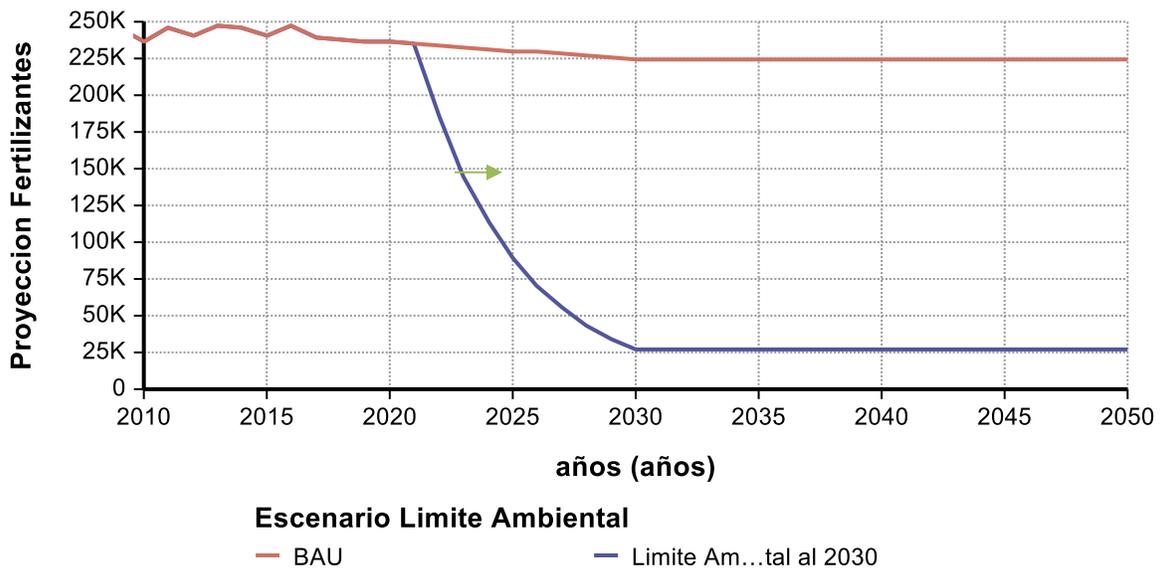


Figura 25 Proyección del uso de nitrógeno en la Agricultura en Chile en distintos escenarios. BAU representa el escenario tendencial y Limite Ambiental 2030 representa escenario en que se busca cumplir con la tasa de fertilización compatible con el medio ambiente desde el 2030. La flecha verde indica desde que año se cumple con el limite ambiental del nitrógeno (notar que sucede antes del 2030, debido a que la restricción activa es la del fosforo). Fuente: elaboración propia

Implicancias de cumplir el límite ambiental para casos específicos

Evidentemente la meta global se puede alcanzar a partir de varias opciones, pero para ilustrar los impactos económicos de cumplir estos límites ambientales se realizaron análisis para determinar los cambios de rendimientos en predios teóricos de maíz y trigo, para esto se consideraron dos intervenciones distintas para alcanzar la misma reducción en el uso de fertilizantes. La primera, fue considerar la disminución del uso de fertilizantes reduciendo las dosis de fertilización inorgánica. La segunda estrategia, fue reducir el uso de fertilizantes inorgánicos y aumentar la fertilización orgánica en una razón máxima de 1:1.

Para conocer la productividad de ambos cultivos consideramos las curvas de rendimiento de maíz y trigo partir de datos de literatura (Díaz Valdés et al., 2014; Campillo et al., 2007), las cuales se calibraron a los niveles de productividad nacionales en base a ODEPA, (2018a) para el caso del maíz. La importancia de estos estudios es que definen una curva de dosis respuesta de uso de N en el rendimiento. Las proporciones de cambio en el rendimiento dado por la mezcla de uso de fertilizantes inorgánicos combinados con fertilizantes orgánicos se extrajeron de (Ayoola y Makinde 2007). Utilizando las ecuaciones de curvas de rendimiento dosis respuesta de trigo y maíz, para el caso base (sin intervención) se considera 100% de fertilización inorgánica con una dosis de fertilización de maíz de 500 kg N/ha año y de 250 kg N/ha año para trigo en base a los supuestos de (INIA INFOR, 2014). Por su parte en la intervención de reducción de fertilizante inorgánico, se utilizaron las mismas funciones, pero variando la dosis de forma de cumplir el límite. Por último, en el caso de sustitución de fertilización inorgánica por orgánica, se aplicaron las mismas funciones, pero con los cambios de rendimiento estimados por (Ayoola y Makinde 2007).

En la Figura 26 se visualiza el resultado de los cambios en la productividad para el cultivo de maíz. Desde el año 2022, cuando se inician las intervenciones, en el caso de la reducción de fertilización inorgánica la productividad del cultivo disminuye cada año, dada la reducción de las dosis de fertilización, hasta que la productividad se estabiliza en el 2030, ya que alcanza la dosis en la que se cumple el límite planetario para el P, asumiendo que todos los cultivos reducen con la misma tasa. En el caso de la intervención reducción de fertilización inorgánica y aumento de orgánica, la productividad del cultivo aumenta en relación a la productividad base, esto ocurre dado el aumento de rendimiento estimado al utilizar una mezcla de fertilizantes orgánicos e inorgánicos (Ayoola y Makinde 2007). En el año 2024 es cuando se llega a fertilizar utilizando un 50% de fertilización orgánica y un 50% de fertilización inorgánica, lo que se ve representado como la productividad máxima alcanzada (un incremento de un 23%), posteriormente las dosis de ambos fertilizantes son cada vez menores, por lo que la productividad disminuye hasta el 2030, que es cuando se

alcanza la dosis que se respetaría el límite planetario del P, asumiendo que todos los cultivos reducen con la misma tasa.

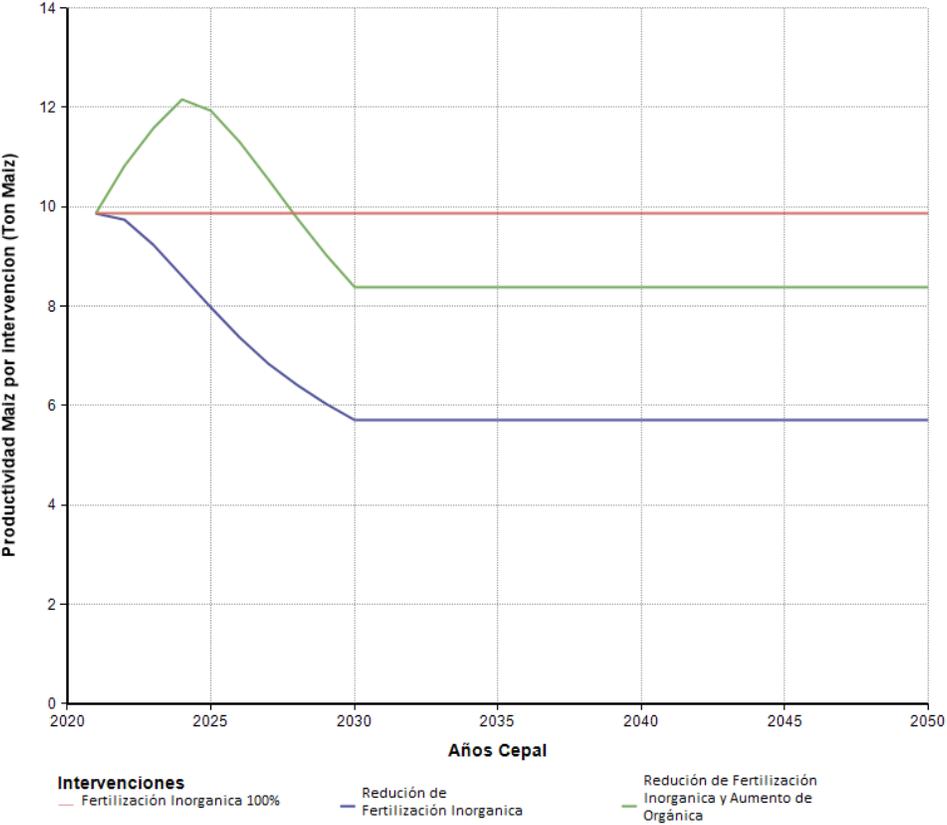


Figura 26. Productividad del cultivo de maíz (ton/ha año) considerando dos intervenciones distintas para cumplir con los límites planetarios de fósforo y nitrógeno

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 27 representa la productividad del cultivo de trigo bajo las dos intervenciones establecidas. Tanto en el caso de reducción de fertilización inorgánica como en la situación de fertilizar usando una mezcla de orgánico e inorgánico, ocurre la misma tendencia que en el cultivo de maíz, donde se alcanza una productividad máxima en el 2024 al utilizar la mezcla ya que en ese momento se ocupa la mitad de fertilizante orgánico y la mitad de inorgánico por lo que el factor de rendimiento utilizado alcanza el máximo valor. Posteriormente, las productividades del cultivo de trigo descienden dada las disminuciones de fertilización en relación con la curva dosis respuesta utilizada.

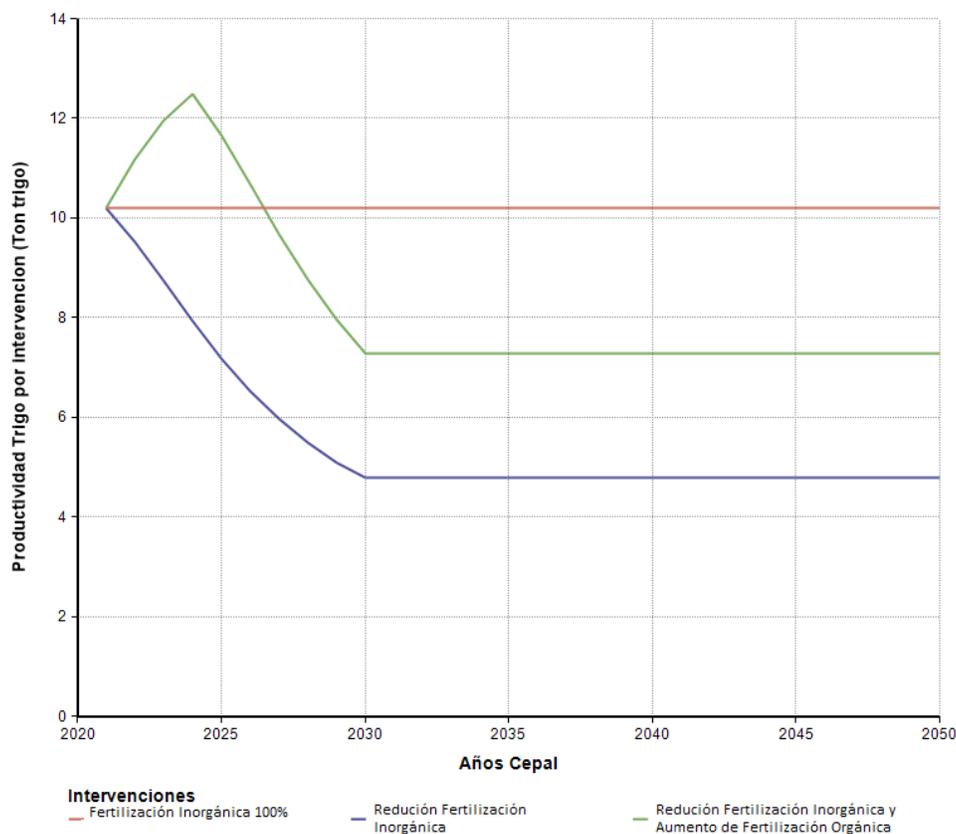


Figura 27. Productividad del cultivo de trigo (t/ha año) considerando dos intervenciones distintas para cumplir con los límites planetarios de fósforo y nitrógeno.

Fuente: Elaboración propia.

Al comparar el caso del maíz (Figura 26) y el trigo (Figura 27), se observa que la pérdida de productividad por la disminución en el uso de fertilizantes nitrogenados es menor en el cultivo de maíz que en el de trigo. En el trigo la productividad al 2030 baja un 53% respecto del caso base cuando se reduce la fertilización solo en base a fertilizantes inorgánico, mientras que en el maíz la pérdida es de un 42,3%. Cuando se disminuye el uso de fertilizante para lograr el límite planetario en base a fertilizantes sintéticos mezclados con guano animal, se espera en ambos cultivos un impacto menor en la productividad por la disminución de uso de fertilizantes. En trigo disminuye un 28% respecto de la productividad base, mientras que en maíz disminuye un 15%. Dado esto, se plantea el uso de enmiendas orgánicas mezclado con fertilizantes inorgánicos como una solución a la pérdida de productividad.

Posteriormente, a partir de estos resultados se estimó el costo económico de la pérdida de productividad en el cultivo de maíz y trigo (ver Figura 28 y Figura 29). Para esto se calculó el cambio en los ingresos considerando el precio de venta al productor (FAO,

2021), junto con el ahorro económico por la disminución en el uso de fertilizantes suponiendo que la baja en fertilización es proporcional para el uso de N, P y potasio (ver detalles en Anexo 3: Antecedentes y metodología para las simulaciones de “una nueva forma de crecimiento” i).

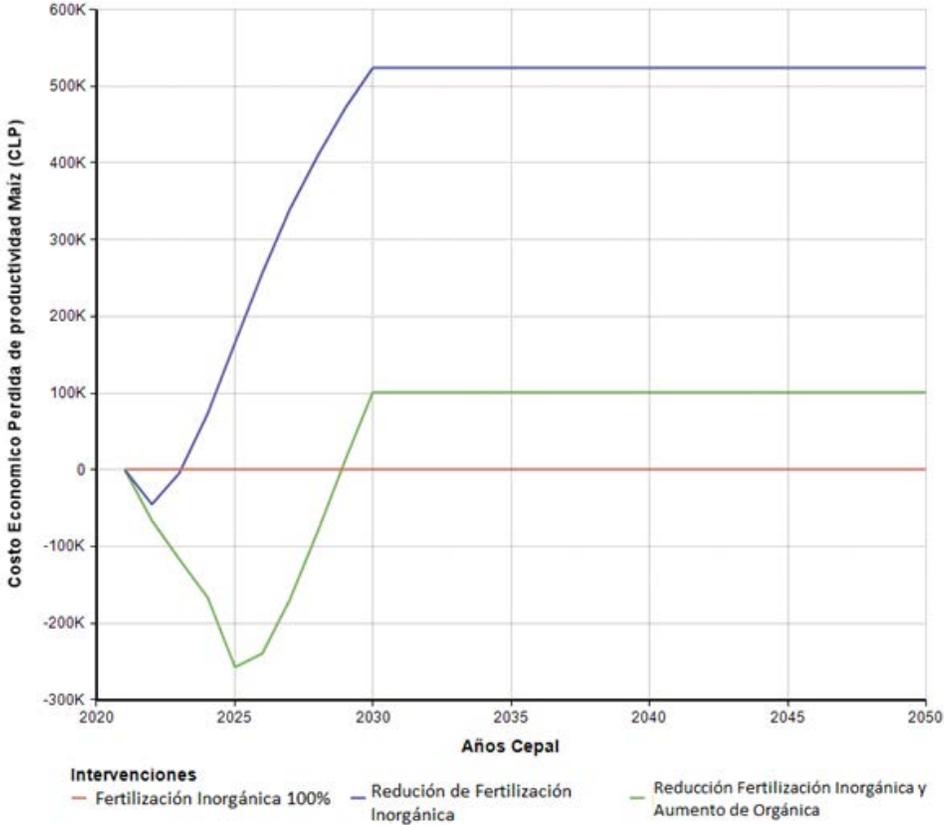


Figura 28. Costo económico de la pérdida de productividad del cultivo de maíz en el tiempo.
Fuente: Elaboración propia

En el caso del maíz (Figura 28), si se redujera el uso de fertilizantes para llegar al límite planetario utilizando fertilización inorgánica mezclada con orgánica, el costo económico alcanza 138 USD/hectárea año, al 2030, mientras que si se disminuyera el uso de fertilizantes solo mediante fertilización inorgánica existiría un costo económico de 721 USD/hectárea año. Esta diferencia es el reflejo de las pérdidas productivas dadas por la disminución en el uso de fertilizantes, esas representan un 15% al 2030 respecto de la productividad base al fertilizar usado mezcla orgánica e inorgánica, y un 42,3% cuando se disminuye la fertilización sintética. Por otro lado, es importante analizar que pese a que los ahorros en fertilización (Figura 33, Anexo 3) son menores cuando se fertiliza con mezcla, dada la inclusión del costo de compra de fertilizante orgánico (\$273 comparado con \$431

USD/ha año al 2030), los costos económicos siguen siendo menores que dejar de fertilizar usando fertilizantes sintéticos.

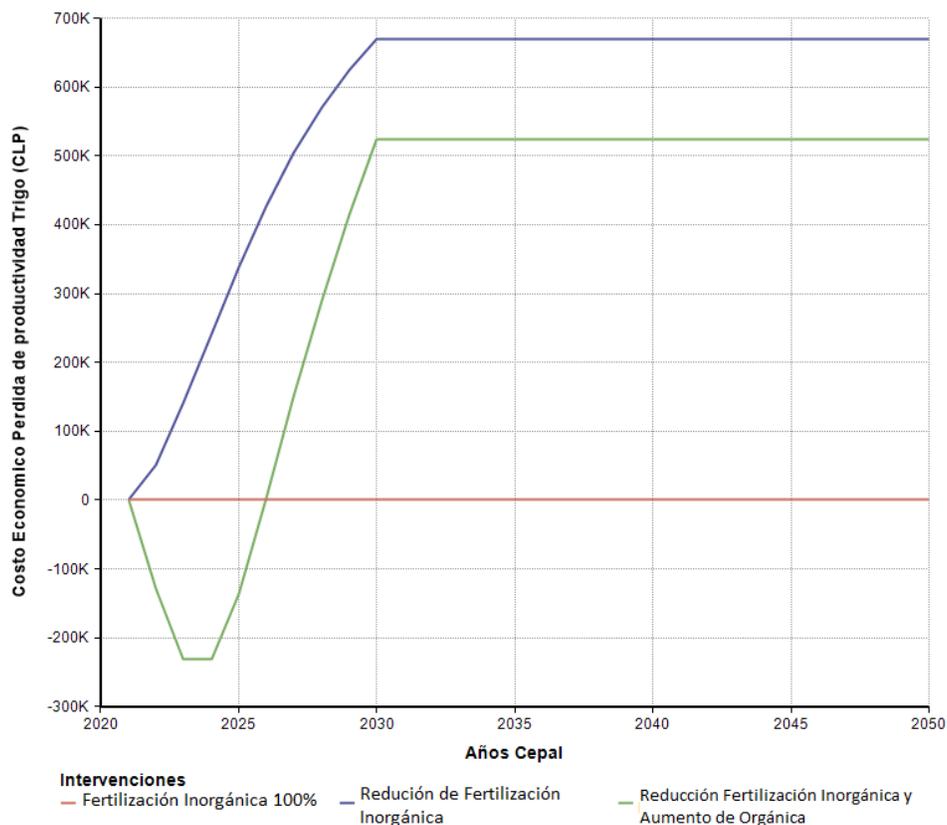


Figura 29. Costo económico de la pérdida de productividad del cultivo de trigo en el tiempo
Fuente: Elaboración propia

En el caso del cultivo de trigo (Figura 29), los resultados expresan que existirá un alto costo económico ligado a la disminución de productividad al año 2030 bajo ambos tipos de intervención. Por lo que si se llegara a los límites planetarios de N y P, existiría una pérdida económica de 720 USD/hectárea año en caso de que se disminuyera el uso de fertilizantes usando una combinación de inorgánicos y orgánicos. En el caso de que la pérdida de fertilizantes estuviera dada solo por disminución en el uso de fertilizantes inorgánicos, la pérdida económica llega a 922 USD/hectárea año. Al igual que en el cultivo de maíz, estas diferencias se explican ya que la pérdida productiva es de un 53% cuando se disminuye la fertilización sintética comparado con un 28% cuando se disminuye la fertilización utilizando

fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Ahora, si considera que el ahorro por uso de fertilizante en el cultivo de trigo (ver Figura 34 en Anexo 3) es mucho mayor cuando se disminuye la fertilización sintética (351 USD/hectárea año), no así cuando se utiliza la combinación de fertilizar utilizando la mezcla, lo cual se traduce en incurrir a un gasto asociado a la compra del fertilizante orgánico de -37 USD/hectárea año al 2030.

Así también, en la Figura 28 se visualiza que en ambas intervenciones existe un beneficio económico neto inicial ligado a la disminución moderada del uso de fertilizantes. Para el caso de reducción de fertilización inorgánica, este solo se ve representado los primeros tres años desde que se inicia la intervención. En el caso de disminución de fertilización usando mezcla orgánica e inorgánica existe un beneficio económico promedio durante los primeros siete años (desde 2022 hasta el 2028) de 216 USD/hectárea × año. En el caso del cultivo de trigo (Figura 29), no hay un beneficio económico ligado a la reducción de fertilización inorgánica, pero al igual que en el cultivo de maíz, cuando se reduce la fertilización utilizando mezcla de fertilizante inorgánicos y orgánicos existe un beneficio económico promedio de 250 USD/hectárea × año entre los años 2022 y 2025.

En conclusión, para llegar al cumplimiento del límite planetario de nitrógeno y fósforo en Chile de 149.000 t de N al año y de 20.300 t de P₂O₅ al año, se simuló una disminución en las dosis aplicadas a los cultivos de maíz y trigo para cumplir con los límites al 2030. Lo anterior da como resultado pérdidas productivas significativas en ambos cultivos, sobre todo en el caso del trigo, donde llegan a existir pérdidas de hasta un 53% al 2030. Tanto en maíz como en trigo el uso de enmiendas orgánicas mezcladas con fertilizantes inorgánicos se presenta como una solución a la pérdida de productividad, ya que esta aumentó en un 27,3% en maíz y un 25% en trigo respecto a las pérdidas esperadas por la disminución de fertilizantes inorgánicos, y además se presentan productividades positivas respecto a la productividad base los primeros años de intervención en ambos cultivos. En este sentido, vale la pena resaltar que cumplir con el límite del N, usando una intervención de fertilización mixta, permitiría aumentar la productividad para los cultivos analizados. Así también, se concluye que los costos económicos serían mayores para el trigo que en maíz dado que las pérdidas productivas son mayores, sumando a que los ahorros por uso de fertilizantes al 2030 son menores en trigo.

3.3.3 Las soluciones basadas en la naturaleza en los Bosques chilenos como pieza clave para alcanzar la carbono neutralidad

Las SbN, Soluciones Climáticas Naturales o Soluciones Basadas en la Biodiversidad (Cohen-Shacham et al., 2016b; Griscom et al., 2017; Marquet et al., 2019b; Seddon et al., 2020b) pueden proporcionar alrededor de un tercio de la mitigación climática necesaria de

aquí a 2030 para mantener el calentamiento por debajo de los 2 °C (Griscom et al. 2017). Éstas hacen hincapié en un enfoque ecosistémico consagrado en nuestra comprensión científica del ciclo del carbono, que sustenta tanto las propuestas de mitigación que emanan del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) como las que propone el Grupo de Trabajo III (GTIII) del IPCC, (CDB 2009, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático 2014). Por otro lado, al considerar el cambio climático y la biodiversidad simultáneamente, se pueden evitar acciones para abatir el cambio climático que son perjudiciales para la biodiversidad, tal como lo señala el reciente reporte conjunto del IPCC e IPBES (Portner et al., 2021). Las SbN ofrecen opciones de mitigación rentables, haciendo hincapié en la mejora de los sumideros de carbono y sus beneficios colaterales para las personas (por ejemplo, la mejora de la seguridad alimentaria) y el resto de la biodiversidad (Cohen-Shacham et al., 2019; Griscom et al., 2017). El concepto de SbN se utiliza con énfasis diversos, pero todos comparten la noción de utilizar la biodiversidad, directa o indirectamente, para generar beneficios y aliviar los problemas socio-ambientales. Griscom y colaboradores (Griscom et al., 2017) definen las SbN con un énfasis en el aumento del almacenamiento de carbono y/o la reducciones de emisiones de gases de efecto invernadero que los ecosistemas podrían provocar. Por otro lado, la Comunidad Europea, que las ha incorporado a su programa marco "Horizonte 2020", hace hincapié en un contexto que incluye si bien incluye el secuestro de carbono, va más allá, abarcando no solamente la capacidad de los ecosistemas para almacenar carbono y regular el flujo de agua, sino también para obtener resultados sociales deseados, como la reducción del riesgo de desastres, la mejora del bienestar humano y el crecimiento verde socialmente inclusivo. Por último, la IUCN ofrece un buen equilibrio entre estos dos puntos de vista al definir las SbN como *"acciones para proteger, gestionar de forma sostenible, y restaurar los ecosistemas naturales o modificados, y abordar los retos de la sociedad (por ejemplo, el cambio climático, la seguridad alimentaria y del agua o los desastres naturales) de forma eficaz y adaptativa, proporcionando simultáneamente beneficios para el bienestar humano y la biodiversidad."*

Las SbN se han evaluado para establecer su viabilidad y pertinencia en distintos contextos y actualmente existe una evaluación global de las SbN (Griscom et al., 2017), una para Estados Unidos (Fargione et al., 2018), Canada (Drever et al., 2021) e inclusive recientemente, una propuesta para Chile (Marquet et al., 2021b). En general, todas estas evaluaciones enfatizan que las SbN no sólo contribuyen a la mitigación y adaptación sino que además proporcionan co-beneficios para la biodiversidad. Este es un punto de suma importancia, ya que algunas soluciones de mitigación ante el cambio climático, como la aforestación, o plantar árboles donde históricamente no existía cobertura arbórea, tiene

efectos negativos sobre la biodiversidad local, el suelo y el ciclo del agua, sobretodo si se realiza con especies exóticas, por lo tanto y en concordancia con lo señalado en este informe y los informes arriba mencionados no es considerada internacionalmente como una SbN:

El sector Uso de la tierra, Cambio Uso de la Tierra y Silvicultura (UTCUTS), representa dentro del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI), el único sector con capturas netas, lo que facilita que Chile pueda alcanzar la carbono neutralidad. En este ejercicio se analizaron distintas estrategias de mitigación de GEI aplicables al sector UTCUTS y se evaluaron sus impactos económicos y en otros límites ambientales. Para esto se construyó un modelo de proyección de emisiones de GEI, que es consistente con las emisiones históricas del INGEI de Chile, que representa las emisiones del período 1990-2018, usando como base los datos de GEI para las distintas subcategorías del sector que entrega el MMA (2021) y utilizando la metodología IPCC (2006) utilizada en el Informe del Inventario Nacional de Chile 2020 (MMA, 2021a). Para la proyección del sector al 2050, se utilizó la misma metodología y método de modelación que el usado por BID (2021) en las subcategorías de Aumento de Biomasa, Cosecha, Tierras convertidas en tierras forestales, cultivos, pastizales, humedales y otras tierras (Modelo de Vectores Autorregresivos VAR), Leña, Quema de residuos forestales, Cambio en la vegetación y PMR (promedio de los últimos 5 años); para la proyección de la superficie afectada por incendios de bosque nativo, plantaciones forestales, cultivos, pastizales y matorrales, se calculó la distribución de probabilidad que ajustaba mejor al comportamiento histórico de la superficie afectada por incendios en el período 1985-2020 en base a los datos históricos entregados por CONAF (2021). Este modelo permitió proyectar las emisiones en el caso de ausencia de intervenciones, pero también calcular el impacto de distintas estrategias de mitigación, para lo que se analizaron tres medidas de mitigación y analizar alternativas de implementación de una de ellas.

Emisiones

Las emisiones se proyectaron utilizando dos medidas comprometidas en la NDC de Chile (Forestación de 200.000 hectáreas y Aumento de 200.000 hectáreas de bosque nativo bajo manejo forestal) y una analizada por BID (2021) (Aumento de 100.000 hectáreas de áreas protegidas). La medida de Forestación⁴ se analizaron 2 alternativas de implementación proyectando las emisiones del sector al 2050, para lo anterior, en primer lugar, se analizó lo que implicaría la forestación de las hectáreas comprometidas en su totalidad con especies exóticas (que no constituye un SbN pero es un estándar de referencia

⁴ Chile se compromete a forestar 200.000 hectáreas, de las cuales al menos 100.000 hectáreas corresponden a cubierta forestal permanente, con al menos 70.000 hectáreas con especies nativas

útil), en contraste se analizó el efecto que tendría realizarlo en su totalidad con especies nativas.

El método de proyección de las medidas de forestación es el utilizado por BID (2021), utilizando factores de emisión derivados del cálculo histórico de emisiones de GEI de la subcategoría de *tierras convertidas en tierras forestales* (Bosque Nativo y plantaciones forestales). Para la medida de aumento de hectáreas de bosque nativo bajo manejo forestal y la medida de aumento de áreas protegidas, se utilizó la metodología utilizada por BID (2021), que utiliza factores de emisión derivados del cálculo histórico de emisiones de GEI de la subcategoría de Aumento de Biomasa, que deriva de las ecuaciones IPCC (2006) utilizadas por el Informe del Inventario Nacional de Chile 2020 (MMA, 2021a).

Los resultados indican que para cumplir con la medida propuesta por la NDC, la modelación de las medidas de Forestación y de aumento de superficie de bosque nativo bajo manejo forestal inician su implementación el año 2023 y aumentan su implementación progresivamente hasta cumplir el objetivo a 2030, en concordancia con los supuestos utilizados en BID (2021). La implementación de la medida de aumento de áreas protegidas se realiza en su totalidad el año 2023, considerando que la superficie de área protegida en los últimos 10 años ha aumentado a un nivel mayor que el propuesto por la medida (PNUD, 2015). Las superficies que aumentan para todas las medidas se indican en la Tabla 12.

Tabla 12. Superficies implementadas en la proyección de las medidas del sector Bosques y Biodiversidad

Medida	Ha/Año								
	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	Total
Forestación especies exóticas	13.000	18.000	22.000	26.000	28.000	31.000	31.000	31.000	200.000
Forestación especies nativas	13.000	18.000	22.000	26.000	28.000	31.000	31.000	31.000	200.000
Aumento áreas bajo manejo forestal	13.000	18.000	22.000	26.000	28.000	31.000	31.000	31.000	200.000
Aumento áreas protegidas	100.000	-	-	-	-	-	-	-	100.000

Fuente: Elaboración Propia

A continuación, se muestran los resultados de las proyecciones bajo los diferentes escenarios creados en la modelación de las emisiones de GEI, en ellas se muestran los rangos de probabilidad asociados a los incendios futuros, estando presentes en la proyección del período 2019-2050. En la Figura 30 se muestra el resultado de la proyección en el escenario sin medidas o *Business as Usual* (BAU).

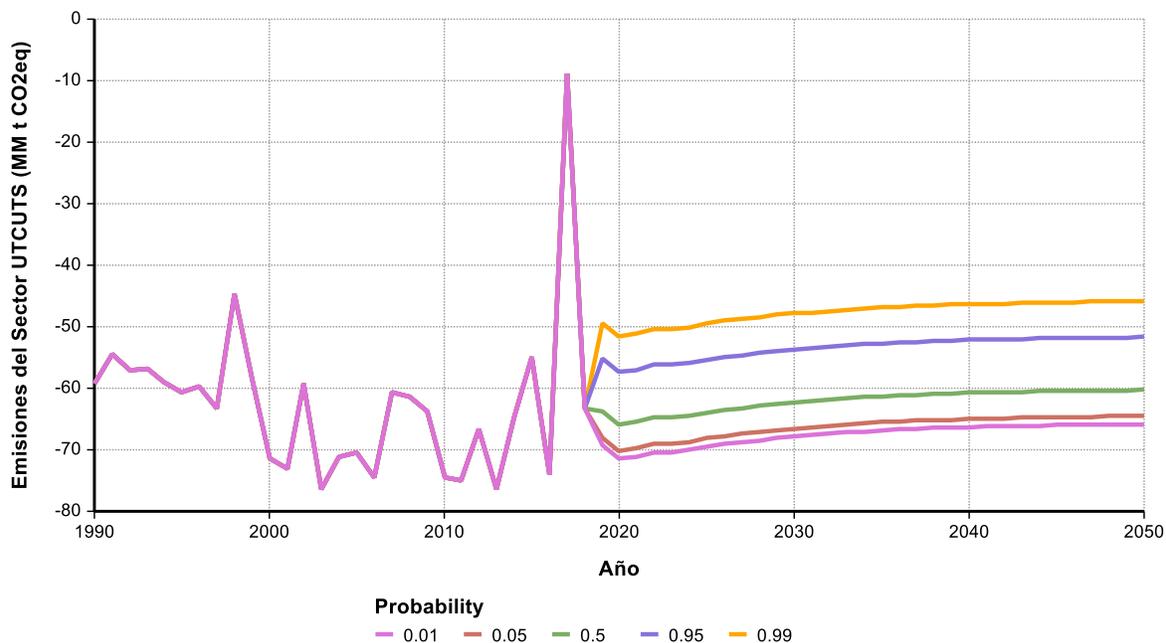


Figura 30. Proyección de las emisiones del sector UTCUTS en el escenario BAU.

Fuente: Elaboración propia

La línea probabilidad 0,5, mostrada en la Figura 30 representa la mediana de 1.000 muestras y representa el valor de referencia de emisiones del sector en el escenario BAU. Las bandas de probabilidad restante muestran el intervalo de confianza, considerando la potencial variabilidad ocasionada en las emisiones por los incendios, se puede apreciar que en base a la información histórica, hay una alta densidad de futuros (cercanía entre bandas 0,01, 0,05 y 0,5) con una cantidad de superficie afectada relativamente baja, pero por sobre la mediana se distancian más los niveles de emisión (mayor distancia de las bandas 0,5, 0,95 y 0,99), producto de que existe mayor dispersión en lo que puede ser una temporada de altos incendios forestales. Esto implica, que, si bien es más probable que los incendios forestales afecten poco el nivel de emisiones en relación con el nivel de referencia, existen futuros en que la desviación podría ser catastrófica, afectando significativamente el secuestro de CO₂ del sector, tal y como se vio en el año 2017. En la Figura 31 se muestran las capturas de cada una de las medidas analizadas, y se puede apreciar una considerable captura por parte de la medida de forestación exótica y posterior al año 2042, 20 años de haber sido plantadas (tiempo medio de cosecha seleccionado para la modelación), comienzan, al momento de la cosecha, a emitir lo capturado durante la fase de crecimiento.

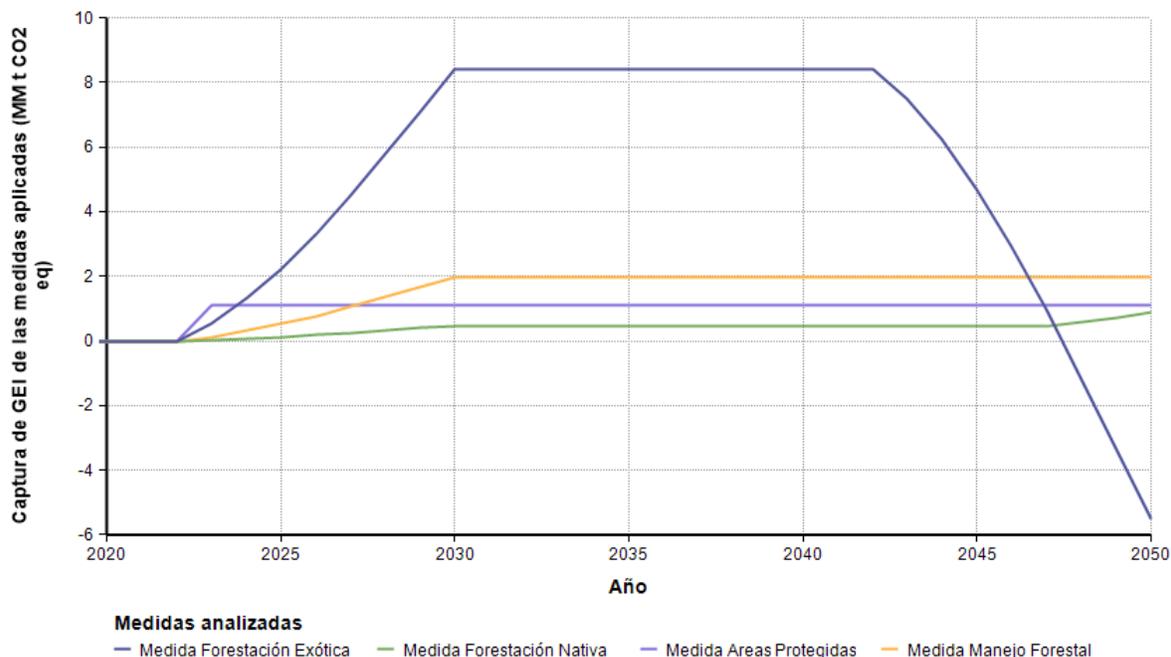


Figura 31 Emisiones de las medidas de forestación con especies exóticas, forestación con especies nativas, aumento de hectáreas de bosque nativo bajo plan de manejo forestal y aumento de áreas protegidas.

Fuente: Elaboración propia

La medida de forestación exótica es la que más emisiones de CO₂ captura, llegando a su potencial el 2030 con 8,38 MMton CO₂eq, sin embargo, al llegar a su período de 20 años, las capturas se hacen negativas a partir del año 2048. Por el contrario, la medida de forestación nativa es la que menos captura, esto debido a que el bosque nativo crece a una tasa más lenta los primeros 20 años (Figura 31), por lo que el período 2023-2050 no muestra el potencial total de captura de esta medida, de hecho se puede ver que a partir del 2048 la captura por forestación nativa se incrementa. La medida de Aumento de Áreas bajo Manejo Forestal, considera solo manejo de preservación y no considera las emisiones de la madera recolectada/cosechada por el manejo, debido a la falta de información que permita saber los volúmenes de madera recolectada de un rodal medio. La medida de aumento de áreas protegidas, genera una captura de CO₂eq a un nivel similar que la medida de aumento de áreas bajo manejo forestal, considerando que solo se están evaluando 100.000 hectáreas.

Costos

Para las medidas de forestación exótica y nativa, los costos de inversión consideran un número de 1.100 plantas por hectárea, costos de casilla manual por planta, subsolado a 40 cm y protección contra lagomorfos. Para los valores de operación de la forestación

exótica y nativa se consideró los costos de primera poda, primer raleo, asesoría técnica de forestación, asesoría técnica en terreno. Los valores de ingreso consideraron el precio base de la madera. Los costos de la medida de forestación nativa pero no se considera ingresos ya que la cubierta forestal es permanente (CONAF, 2012; INFOR, 2021).

Para los costos de inversión de la medida de aumento de hectáreas bajo manejo forestal, se utilizaron los valores medios de enriquecimiento ecológico, zanja de infiltración, siembra directa, control y eliminación de especies exóticas, cortafuegos, cortacombustible y senderos de vigilancia. A su vez, para los costos de operación, estos se dividen en costos contados solamente un año después de la aplicación del plan de manejo, se utilizaron los valores de control de especies exóticas, corta sanitaria, conjunto de intervenciones silvícolas y actividades de cosecha, como también los valores de ingresos por la cosecha de madera (CONAF, 2020; ODEPA, 2003).

Los costos de inversión de la medida de aumento de áreas protegidas fueron calculados en base a la media de los valores por hectárea de las Inversiones privadas, y los costos de operación e ingresos son sacados en base a datos económicos de las actuales áreas protegidas (MMA, PNUD, y GEF, 2010; Toledo, 2017; MMA, 2021b).

La metodología específica de cada una de las medidas adoptadas se puede encontrar en el Anexo 3. Los resultados agregados de los costos del período 2023-2050 de cada una de las medidas se encuentran en la Tabla 13:

Tabla 13. Costos económicos agregados del período 2023-2050 de las medidas implementadas e impactos ambientales

Medida	Costo de la medida (MM USD)	Reducción Total periodo 2023-2050 [MMTon CO₂eq]	Impacto en biodiversidad (cambio en la tasa de extinción E/MEA)	Impacto en agua*	Cambio de uso de Suelo*
Forestación exótica	-401,52	145,9	1,6%	-	.
Forestación Nativa	1266,28	12,09	-1,6%	+	+
Aumento de hectáreas bajo Manejo Forestal	776,56	47,04	+	+	.
Aumento de áreas protegidas	19,64	30,83	0,09%	+	+

*Cuando el efecto es pequeño o difícil de cuantificar sólo se menciona si es positivo o negativo el impacto.

Fuente: Elaboración Propia

La Tabla 13 muestra que los costos de la medida de forestación exótica, al generar ingresos significativos debido a la cosecha y venta de la madera, muestra un valor negativo. La forestación nativa tiene un mayor costo de inversión y de operación, no poseyendo ingresos; cabe destacar también que, en términos de captura, la forestación nativa es la medida que menos aporta a la captura de GEI, esto debido a que requiere de un mayor tiempo para alcanzar tasas altas de crecimiento y captura, por lo que en el período 2023-2050 no lograría reflejar el potencial de captura en su totalidad, pero es importante señalar su importancia en generar beneficios para las brechas asociadas a biodiversidad, agua y cambio en el uso del suelo. La medida de aumento de áreas protegidas, es la SbN de menor costo más bajo dentro del análisis, ya que los costos de operación, que de por sí ya son bajos, se mitigan considerablemente con los ingresos que reciben, y a su vez generando otros co-beneficios para la biodiversidad, agua y cambio en el uso del suelo. Es importante hacer notar que la forestación con especies exóticas genera impactos negativos en biodiversidad, agua y cambio en el uso del suelo, por lo que agravaría la situación de estas tres brechas y por lo tanto no es una opción recomendable y tampoco constituye una SbN.

Es importante destacar que la NDC no propone aumentar las áreas protegidas, sin embargo, bajo este análisis, es la SbN más barata económicamente y que genera capturas significativas, sostenidas en el tiempo, a un bajo costo y genera beneficios en biodiversidad, agua y cambio del uso del suelo, lo que la hace una medida muy importante.

4 Los límites planetarios y el modelo de las tres brechas

CEPAL 2020, ha señalado que las tres crisis del sistema internacional se asocian con brechas importantes en el ámbito de lo social, lo ambiental y en la sostenibilidad general. La primera crisis es la del bajo crecimiento de una economía global que reproduce asimetrías tecnológicas y productivas en las economías periféricas. Especializadas, éstas últimas, en productos de baja intensidad científica tecnológica, y poco resilientes a la inestabilidad y con bajo dinamismo de la demanda, como es el caso de Latino América y el Caribe. Este bajo crecimiento en el centro, donde reside la demanda, se condice con restricciones al crecimiento de la periferia, o restricciones externas que condicionan un máximo crecimiento posible o R_E . La segunda crisis tiene que ver con la dimensión ecológica y se manifiesta en la existencia de límites críticos, cuyo rebasamiento vulnera la integridad de los sistemas ecológicos, que restringen el valor máximo de la tasa a la cual una economía puede crecer sin comprometer la estabilidad del sistema terrestre o R_A o tasa de crecimiento de la sostenibilidad ambiental. Esta tasa, como señala CEPAL (2020) será mayor en la medida que el centro crezca menos y se generen innovaciones científico/técnicas que

permitan desacoplar el crecimiento de las emisiones de carbono y de la transgresión de los límites ambiental aquí evaluados. Finalmente, tenemos la crisis de la igualdad que se refiere a ingresos y a derechos normativos que consagren igualdad de oportunidades, de acceso, reconocimiento y dignidad. Resolver esta crisis pasa por darse cuenta de que la desigualdad también se asocia con la construcción de capacidades que impulsan el aprendizaje científico/tecnológico, la productividad y el crecimiento económico. Esto requiere abandonar la lógica que ve en la desigualdad el costo del crecimiento, a una donde se visualiza la desigualdad como un freno al crecimiento (CEPAL 2020). En este contexto se define una tasa de crecimiento mínima necesaria para erradicar la desigualdad, o tasa de crecimiento para la igualdad, denominada R_S . El grado de desigualdad reinante en la región, la limitantes externas y ambientales fruto de los patrones de producción y consumo dominantes en el planeta hacen que $R_S > R_E > R_A$ lo cual implica que sea muy difícil reducir la desigualdad dadas las restricciones externas y los límites ambientales.

Lo anterior se expresa en tres brechas, la brecha social que se expresa como $(R_S - R_E)$, la brecha ambiental $(R_E - R_A)$ y la brecha de sostenibilidad o $(R_S - R_A)$. CEPAL (2020) señala que dada la centralidad de la igualdad, en lo que es el desarrollo sostenible, la política pública debiera propender a que todas las tasa de crecimiento converjan al valor de R_S aboliéndose así las tres brechas.

La situación que revela el presente estudio de brechas ambientales para Chile es preocupante, toda vez que se verifica que la gran mayoría de las brechas analizadas han sido excedidas, y no por poco margen. Esto nos lleva a avalar la propuesta de CEPAL en el sentido de que $R_S > R_E > R_A$ lo cual nos coloca en una situación donde es complejo crecer a un ritmo que nos permita reducir las desigualdades, y a la vez mantenernos dentro de un “espacio ambientalmente seguro” sin exceder las brechas ambientales aquí descritas, pues estas están ya excedidas. Las políticas de mayor endeudamiento para lograr mayor equidad podrían ir en la dirección correcta, sólo si al mismo tiempo, se reconvierte la economía hacia una cuya producción sea diversificada e intensiva en conocimiento y tecnología, y por sobretodo amigable con la biodiversidad y con baja intensidad en carbono. Estas acciones, probablemente requieran de la ayuda de un fondo internacional que permita superar las barreras que impiden la reducción de las tres brechas.

4.1 Las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN) y el modelo de las tres brechas.

No existe duda en la importancia de descarbonizar las economías mundiales y alcanzar al carbono neutralidad al 2050, y para esto es de suma importancia fortalecer una transición energética hacia energías renovables, procurando que las soluciones implementadas no afecten la biodiversidad ni la capacidad de los ecosistemas de seguir entregando servicios (Pörtner et al., 2021). Por ejemplo, el uso de plataformas de generación eólica en zonas alejadas de las costa, en asociación con la generación de hidrógeno, tiene mucho potencial de mitigación, en la medida que sus efectos negativos sobre especies de aves migratorias se reduzcan y los efectos positivos de crear arrecifes artificiales se potencien. Sin embargo, es indispensable considerar que las estrategias hacia la descarbonización pueden tener impactos ambientales y sociales negativos; plantar grandes extensiones de monocultivos para su uso en la generación de energía genera grandes costos para la biodiversidad, el funcionamiento ecosistémico, disponibilidad de agua y afecta la consecución de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) (Portner et al., 2021). Es evidente que las brechas ambientales, sociales y económicas están interrelacionadas, por lo tanto las soluciones que se generen para disminuir o eliminar estas brechas también lo están. Una estrategia integradora podría ser el potenciar la bioeconomía (CEPAL 2020), ya que se integra muy bien con las soluciones basadas en la naturaleza (SbN) y provee de un contexto amplio donde no sólo se potencia la actividad económica, la protección a la biodiversidad, y la mitigación al cambio climático, sino que también se potencian las soluciones científico/tecnológicas y se diversifica la canasta de exportación. Lo anterior otorga beneficios para reducir la desigualdad, transformando nuestra vida en común en torno a nuevos modelos de producción, los que fortalecen los saberes tradicionales y cultivos ancestrales, la relación entre la producción rural y consumo en las ciudades; la agricultura asistida por la comunidad, entre otras actividades que promueven la inclusión social. Por lo tanto, potenciar la bioeconomía basa en SbN es una opción clave al momento de querer disminuir las brechas ambientales y reducir los límites planetarios.

Cabe destacar que el reciente Informe sobre Desarrollo Humano 2020 (Human Development Report, 2020) propone el concepto de "desarrollo humano basado en la naturaleza" (DHbN), y capitalizando en las SbN, propone una transformación de toda nuestra forma de vida para que se convierta en "basada en la naturaleza" y define el DHbN como "El desarrollo humano basado en la naturaleza ayuda a abordar juntos tres retos centrales del Antropoceno: mitigar y adaptarse al cambio climático, proteger la biodiversidad y garantizar el bienestar humano para todos. El desarrollo humano basado en la naturaleza consiste en anidar el desarrollo humano -incluidos los sistemas sociales y económicos- en los ecosistemas y la biosfera, a partir de un enfoque sistémico de las SbN que sitúa la acción de las personas en el centro. El potencial es enorme, con beneficios que

van desde la mitigación del cambio climático y la reducción del riesgo de desastres, hasta la mejora de la seguridad alimentaria y el aumento de la disponibilidad y la calidad del agua".

En síntesis, las SbN representan una arma potente para combatir no sólo el cambio climático, sino también la pérdida de biodiversidad, la pérdida de calidad y cantidad de agua, la pérdida y degradación suelos y, por supuesto, el bienestar de las personas. En este contexto, una bioeconomía asentada en las SbN representa un componente importante de lo que CEPAL (2020) denomina el “gran impulso para la sostenibilidad”

5 Brechas de conocimiento y Recomendaciones de política pública

5.1 Brechas de conocimiento

El análisis de límites ambientales ha revelado una serie de brechas de conocimiento, que impiden la evaluación y seguimiento de estos límites para Chile y su interacción espacial. Esto es de gran importancia pues cualquier política que se genere para reducir la excedencia por sobre los límites planetarios debe considerar la existencia de grandes heterogeneidades a lo largo de Chile, y por lo tanto se hace importante poder priorizar acciones de implementación, idealmente a nivel de cuenca hidrográfica. En este contexto, es prioritario los siguiente:

1. Es urgente generar información detallada respecto del uso de fertilizantes en las industria agrícola y acuicultura, la cual pueda ser espacialmente explícita a nivel de cuenca para evaluar la heterogeneidad de este límite y por lo tanto apoyar la priorización de acciones. Las fuentes de datos actualmente disponibles son muy agregadas y no coinciden entre sí.
2. Evaluar el estado de conservación de los ecosistemas de Chile debiera ser una tarea recurrente cada 5 o 10 años. Actualmente, se ha realizado una única evaluación en el 2015 y no se han considerado los ecosistemas de agua dulce ni marinos los que sabemos están seriamente alterados (Marquet et al., 2019b; Rojas et al., 2019).
3. Es importante mejorar el inventario de emisiones de GEI, especialmente en lo que respecta a los sectores como Transportes, Procesos Industriales, Agricultura y UTCUTS, que presentan alto nivel de incertidumbre en sus estimaciones. Actualmente las evaluaciones usan el método por defecto (Nivel 1) que es la

metodología más simple que se usa cuando no existen datos propios o factores de emisión medidos para el país.

4. Mejorar el conocimiento y generar recomendaciones respecto del uso de pesticidas y plaguicidas que permita cuantificar y determinar espacialmente el uso a nivel de cuenca y regular su uso teniendo no sólo en cuenta sus impactos sobre la salud humana, sino que sobre los ecosistema circundantes al sitio de aplicación.
5. Mejorar el conocimiento del estado poblacional de los recursos hidrobiológicos que no poseen puntos biológicos de referencia formalizados o que no están considerados dentro de las principales pesquerías de Chile y que, en consecuencia, no se reportan en los informes anuales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA).
6. Desarrollar innovaciones tecnológicas que permitan que la industria salmonera reduzca la eutrofización que genera la producción de salmones en los cuerpos de agua (Folke et al., 1994).

5.2 Recomendaciones de política pública

El análisis de límites ambientales para Chile, sugiere una serie de medidas de política pública que se ven como fundamentales para reducir la brecha ambiental y llevar al país a un espacio de operación que sea seguro y que permita reducir las brecha económica y la brecha social de la desigualdad. Estas medidas son:

1. Acelerar la implementación de las medidas de mitigación de GEI asociadas al consumo de combustibles fósiles con costos de mitigación bajo (e.g. descarbonizar la matriz eléctrica, incrementar la electromovilidad, fomentar el transporte público y no motorizado, etc.) su implementación conjunta, permitirá reducir las emisiones de GEI, aumentar el PIB, generar empleo y al mismo tiempo generar co-beneficios ambientales al reducir la contaminación atmosférica urbana.
2. Ampliar la red de Áreas Protegidas y Áreas Marinas Protegidas y mejorar su gestión. Considerando que existen aún muchas especies y ecosistemas que no están protegidos, es importante movilizar recursos y generar instrumento de política que permitan su protección adecuada. Algunos ecosistemas que ejemplifican esta situación son los humedales y ecosistemas costeros, además de zonas altamente amenazadas como son los bosques costeros en el centro sur de Chile. Esta iniciativa, impediría la eventual transformación de los suelos y su impacto negativo sobre el límite de biodiversidad, contribuiría también a reducir el excedente en el límite de

- agua, de GEI, e impediría la colonización de especies exóticas (e.g. Melillo et al., 2016; Gallardo et al., 2017; Marquet et al., 2019b).
3. Incluir, en lo posible en la NDC y la ECLP los conceptos de SbN y límites planetarios, para acelerar la implementación de acciones que van en la dirección de reducir múltiples límites, por ejemplo, la creación de áreas protegidas, reforestación y restauración con especies nativas, entre otras.
 4. Capacitar en prácticas agrícolas menos intensivas en fertilizantes y que permitan capturar carbono y mitigar emisiones a través de manejo de residuos (e.g. enmiendas orgánicas, Biocarbón, etc.), fomentar la inclusión de prácticas agroecológicas tradicionales como biodiversificación, manejo del suelo y captura de agua (e.g. Altieri y Nicholls, 2017) y nuevas formas de organización entre productores y consumidores que fomenten una conexión del consumidor con su ambiente local a través de fomentar sistemas de alimentación regenerativos donde se fomenta la relación urbana-rural (e.g., Altieri y Nicholls, 2020; Zazo-Moratalla et al., 2019) como sucede en proyectos de Agricultura Basada en la Comunidad (e.g., Cone y Myhre, 2000). Por otro lado, se debe estudiar la pertinencia del uso de impuestos específicos, subsidios u otras herramientas económicas (e.g. Mercado de carbono) y mejorar aquellas consideradas en la Ley 20.412, que establece un sistema de incentivos para la sustentabilidad agroambiental de los suelos agropecuarios) fortaleciendo de manera decidida la aplicación de técnicas orgánicas, regenerativas y de conservación en la agricultura.
 5. Mejorar la eficiencia energética de los hogares, por medio de reglamentación térmica y subsidios de acondicionamiento térmico, así como generar programas que apunten a la sustitución del uso de leña para calefacción en el centro sur, esto permitirá reducir la contaminación atmosférica y las emisiones de GEI.
 6. Fomentar la conservación y restauración del Bosque Nativo. En julio de 2008, el gobierno de Chile aprobó la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y de Fomento Forestal (Ley 20.283). Esta ley contempla incentivos para los pequeños y medianos propietarios. Sin embargo, los mecanismos de financiamiento para que los pequeños propietarios realmente manejen, restauren y conserven sus bosques nativos son complicados, y los montos no cubren los costos reales y los costos de oportunidad asociados a las actividades de conservación, lo que explica su falta de éxito (Cruz et al., 2012). De hecho, en 2013, esta ley fue evaluada por el gobierno (DIPRES, 2013). Los resultados no fueron alentadores, y de acuerdo con el informe "el programa ha logrado resultados marginales considerando las metas ya que en el período 2009-2012 las áreas de bosque nativo bajo manejo han aumentado desde

0,13% hasta 0,25% de las áreas potenciales (9,5 millones de hectáreas)". Hasta la fecha no se ha publicado otra evaluación de este programa que sigue en marcha. Manuschevich y Beier (2016) simularon las implicaciones de uso de la tierra de diferentes propuestas de política que surgieron en el debate de la Ley de Bosque Nativo de Chile, con el fin de evaluar qué tan efectivas serían las políticas de la Ley en términos de "proteger, recuperar y mejorar los bosques nativos, con el fin de asegurar la sostenibilidad forestal y la política ambiental" llegando a la conclusión de que es necesario aumentar los pagos de incentivos y reducir los costes de transacción para mejorar la conservación y restauración de los bosques en Chile. Esta recomendación de política pública es de gran importancia por cuanto es una importante SbN y permitiría reducir los excedentes en los límites ambientales asociados a biodiversidad, agua y GEI.

7. Promover el proyecto de Ley General de Suelos que facilite su restauración e impida su degradación. Actualmente, existe la Ley 20.412 que establece un sistema de incentivos para la sustentabilidad agroambiental de los suelos agropecuarios, con subsidios a, entre otros, la incorporación de nutrientes de base fosforada. Sin duda que esta Ley podría ser mejorada y focalizada en acciones que promuevan en focalizadas acciones que tengan múltiples impactos sobre los límites planetarios, por ejemplo, promover Soluciones Basadas en la Naturaleza para la Agricultura, que permitan reducir la excedencia en emisiones de GEI, agua, nutrientes, plaguicidas y biodiversidad. No obstante, se necesita además una ley más general, que vaya más allá de los suelos de uso agrícola.
8. Protección y uso sostenible del agua. Respecto del agua dulce, los resultados muestran que existen dos condiciones donde el límite se ve sobrepasado (baja disponibilidad, alta demanda de agua o ambos). Por lo tanto, se deben considerar instrumentos de política pública que ayuden a aumentar la disponibilidad, pero siempre teniendo cuidado en no aumentar la demanda en zonas donde los límites se hayan sobrepasado. En la zona norte se evidencia que el problema es la disponibilidad de agua, por lo que se deben considerar distintos mecanismos para aumentar esta disponibilidad: en zonas costeras de la zona norte y centro norte se puede considerar la captura de neblina costera, el uso ordenado y sostenible de la desalinización (minimizando sus impactos sobre la biodiversidad, y el uso de energía proveniente de fuentes no-renovables) y el reúso de aguas grises. Se debe aprovechar la amplia oferta en energía renovable de bajo costo en esta zona del país. Estas fuentes alternativas podrían ayudar incluso a recuperar acuíferos con altos niveles de presión de uso. En la zona centro del país se debe reducir la demanda de agua a través de la aplicación masiva del reúso de aguas grises y una implementación eficiente (a escala de cuenca) de mejoras en tecnología de riego.

En nuevas zonas de expansión urbana este tipo de soluciones tecnológicas debiese ser consideradas dentro de los reglamente mínimos de construcción. Por otra parte, se deben generar instrumentos adicionales (bloques tarifarios o de comando y control) que ayuden a reducir el consumo de agua en grandes urbes especialmente en momentos de escasez como sucede en otras grandes urbes del planeta. Respecto de la tecnificación del riego es importante que la aplicación de la Ley de Fomento al Riego premie las mejoras en eficiencia y seguridad en riego por sobre los criterios de expansión en superficie cultivada en aquellas zonas en que los límites de disponibilidad de recursos se encuentran superados o cercanos a ser superados. De esta manera se protegen los usos de las zonas bajas de las cuencas y las necesidades ecosistémicas. En las cuencas hacia la zona sur se debe fomentar sistemas de captura de aguas lluvias y evitar el cambio de uso de suelo especialmente en zonas donde la recarga de acuíferos es claves. De esta manera se puede ayudar a resolver situaciones donde los límites son sobrepasados a una escala local. En todos los casos se debe además fomentar la creación de nuevos organismos de gestión a escala de cuenca que sean capaces de gestionar no solo la oferta, sino que también la demanda de agua.

9. Implementar el manejo ecosistémico de las pesquerías e implementar planes de recuperación de los stocks sobreexplotados o colapsados. Estudios previos han utilizado enfoques ecosistémicos para entender las pesquerías chilenas en ecosistemas pelágicos (Neira et al., 2004; Ortiz et al., 2015) y bentónicos (Ávila-Thieme et al., 2021). Sin embargo, aún falta aplicar estas iniciativas en la administración de las pesquerías. Los enfoques ecosistémicos se pueden utilizar como una estrategia complementaria a la planificación y desarrollo del manejo pesquero actual. Por ejemplo, a través del uso de estos enfoques Ávila-Thieme et al., (2021) sugieren que, en los ecosistemas bentónicos de Chile central, los bosques de macroalgas pardas (Kelps) se encuentran entre las especies más sensibles a la pesca, evidenciado que estas especies toleran tasas de explotación que pueden llegar a ser entre tres a cuatro órdenes de magnitud más bajos que las tasas de explotación que toleran los animales de importancia comercial. Este tipo de resultados es muy importante ya que los kelps son claves para promover la biodiversidad de los ecosistemas marinos a través de proveer alimento, refugio contra depredadores, zona de anidamiento y facilitan el asentamiento a múltiples especies (Vásquez, 2016; Villegas et al., 2019). Asimismo, los kelps juegan un rol importante como amortiguador del cambio climático, ya que pueden fijar hasta $0,07 \text{ t m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ de CO_2 . El problema es que estas especies se caracterizan por tener una baja

tasa de recuperación (Parada et al., 2016; Teagle et al., 2017) y son una de las pesquerías con mayor nivel de pesca ilegal (Donlan et al., 2020).

10. Reducir la pesca ilegal, no reportada y no regulada (IUU por sus siglas en inglés) y la pesca incidental. Estos son problemáticas importantes que están afectando a las pesquerías en Chile y que las están empujando fuertemente a estados no sustentables (Alfaro-Shigueto et al., 2018; Andreu-Cazenave et al., 2017; Carle et al., 2019; Donlan et al., 2020; Montero et al., 2020; Oyanedel et al., 2018)
11. Es necesario fortalecer al regulación y fiscalización en el uso de plaguicidas en Chile aplicando el principio precautorio o de cautela como lo realiza el sistema de la Unión Europea, en el que se establece que en caso de existir dudas científicas sobre los riesgos que podría provocar un plaguicida, se recomienda no aprobarlo hasta tener certeza de sus efectos (Dario, 2005; Molla, 2013; Soto, 2018).
12. Hacia una salmonicultura sostenible. Con respecto a la pérdida / liberación de nitrógeno y fósforo producto de la actividad de la salmonicultura en la Patagonia, es importante reducir su impacto a través de: 1) Implementación de técnicas de bioremediación que podrían aliviar en un 80% el monto de nitrógeno liberado a través de lo que se denomina una acuicultura multitrófica integrada, que cultiva salmones en asociación con cultivos de algas y/o cultivos de mitílidos, y donde el exceso de nutrientes en los salmones es consumido por las algas y/o mitílidos (Buschmann et al., 2009a, 2001; Mente et al., 2006) y 2) Ampliar la zona de influencia de ésta actividad incluyendo en la evaluación de impacto ambiental el impacto del transporte de nutrientes y materia orgánica, depositada bajo las jaulas de cultivo, hacia partes más profundas de Fiordos y Canales (Soto et al., 2021).
13. Estudiar la potencial inclusión de los límites ambientales dentro de los mecanismos de compensación (offsets) en el marco de Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) u otro instrumento de política, tal que se pueda compensar impactos no deseados reduciendo el grado en que algunos de los límites aquí analizados han sido excedidos, generando así un efecto positivo alternativo y con adicionalidad a un efecto adverso identificado. Por ejemplo, a través de la conservación y restauración de especies y ecosistemas, pero también a través de la generación de soluciones tecnológicas o promoviendo la innovación en la agricultura, salmonicultura, uso de pesticidas, entre otros.
14. Potenciar la cooperación regional. Chile comparte ecosistemas con el resto de los países de la región, desde la puna por el norte, bosques templados y subantárticos, además de ecosistemas antárticos y otros que, aunque espacialmente retirados (e.g., Amazonas), controlan el clima regional y genera impactos globales vía

teleconexiones (e.g., Avissar y Werth, 2005; Wang-Erlandsson et al., 2018) o que son internacionales (ecosistemas de altamar). En este contexto, es necesario generar iniciativas de cooperación multilateral en la región, reconociendo que alcanzar sostenibilidad social, ambiental y económica sólo va a ser posible en la medida que se fortalezcan los lazos comerciales regionales, y se adopte como grupo tratados que protejan los derechos de las comunidades y la biodiversidad y evite la ampliación de brechas ambientales y de desigualdad, tales como el Tratado de Escazú.

6 Conclusiones

El modelo actual de desarrollo económico Chileno no es sostenible ambientalmente. De los 10 límites ambientales evaluados, nueve se encuentran transgredidos (en orden decreciente) estos son: la contaminación química, pesquerías, fósforo, pérdida en biodiversidad, cambio climático, nitrógeno, uso de agua dulce desde la macrozona norte a la macrozona centro, contaminación atmosférica y cambio de uso de suelos a nivel de Chile central y tres debajo del límite (esto son el agotamiento del ozono estratosférico, el uso de agua dulce desde la macrozona centro-sur a la austral y el cambio de uso de suelo a nivel nacional) y la magnitud excedida por los límites es muy alta. Por ejemplo, los cinco límites más transgredidos son la contaminación química, las pesquerías, el fósforo, la pérdida en biodiversidad y el cambio climático. En el caso del límite de contaminación química, el uso de pesticidas está transgredido en un 645,4%; en el límite de pesquerías, el número de especies colapsadas está transgredido en un 600%; en el límite del fósforo, el uso de fósforo en fertilizantes está transgredido en un 290%; el límite de pérdida de biodiversidad esta excedido entre un 272% a 1.927%; en tanto que el límite de cambio climático está excedido en un 236%. Asimismo, es preocupante la eutrofización que, la sola salmonicultura produce en los cuerpos de agua, pueda llegar a ser tan alta como la de la agricultura. Todo lo anterior sugiere que es urgente que el desarrollo económico del país implemente estrategias para reducir las brechas ambientales en pos de un desarrollo sostenible por medio de la implementación de una bioeconomías anclada en Soluciones Basadas en la Naturaleza.

Es posible reducir las tres brechas del desarrollo sostenible, en particular es posible implementar estrategias de descarbonización, especialmente en lo relacionado a la reducción del uso de combustibles fósiles, generando importantes beneficios netos económicos (5,2% más de PIB al 2050), ambientales (mejora de la calidad del aire, biodiversidad, uso del suelo y flujos biogeoquímicos) y sociales (empleo). Las soluciones

basadas en la naturaleza en los distintos sectores (como cambios en las agricultura, implementación de áreas protegidas, reforestación, manejo del fuego) permiten reducir el nivel de transgresión de los límites ambientales. Por ejemplo, la agricultura puede mejorar sus prácticas, en particular, hay evidencia de que reducir el uso de fertilizantes sintéticos, acompañado de la aplicación de enmiendas orgánicas, permite mejorar los rendimientos. Las soluciones basadas en la naturaleza son un pilar clave para alcanzar el objetivo de Carbono Neutralidad de Chile, pero además de este beneficio, pueden contribuir a reducir la transgresión de otros límites ambientales, tales como la pérdida de biodiversidad, agua y calidad del aire.

Para la implementación de las acciones recomendadas anteriormente, es necesario contar con nuevas políticas públicas, instituciones y regulaciones, capaces de incentivar nuevas inversiones, acompañadas de innovaciones tecnológicas e institucionales (Ffrench-Davis y Díaz, 2019). Esto requiere de un rol más activo del Estado, superando el paradigma del Estado subsidiario y adoptando en modelo de un “Estado emprendedor” (Mazzucato, 2019), que fomente e implemente los cambios necesarios para alcanzar un desarrollo realmente sustentable. En particular, es importante generar cambios tecnológicos que permitan llevar las actividades económicas a un espacio seguro de operación donde la reducción en la transgresión de los límites no genere un incremento insalvable en los costos de producción y donde la actividad económica contribuya a la mantención de un flujo adecuado y sostenible de servicios ecosistémicos (Brock y Taylor, 2010; Weinberger et al., 2017). Esta estrategia permitirá un respeto por los límites planetarios, además de mejorar la capacidad de crecimiento nacional (la innovación asociada a la mitigación estrechará la brecha de restricción externa) y dará espacio para la diversificación y creación de nuevas industrias de mayor creación de valor, que facilitarán la implementación de políticas sociales que disminuyan la desigualdad, como las recomendadas por CEPAL (CEPAL, 2020).

7 Referencias

- HÅgren, G.I., Wetterstedt, J.Å.M., Billberger, M.F.K., 2012. Nutrient limitation on terrestrial plant growth – modeling the interaction between nitrogen and phosphorus. *New Phytologist* 194, 953–960. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04116.x>
- Aguirre, C., García-Loyola, S., Testa, G., Silva, D., Farias, L., 2018. Insight into anthropogenic forcing on coastal upwelling off south-central Chile. *Elem Sci Anth* 6, 59. <https://doi.org/10.1525/elementa.314>
- Alaniz, A.J., Galleguillos, M., Perez-Quezada, J.F., 2016. Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation* 204, 378–385. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.038>
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Darquea, J., Donoso, M., Baquero, A., Doherty, P.D., Godley, B.J., 2018. Untangling the impacts of nets in the southeastern Pacific: Rapid assessment of marine turtle bycatch to set conservation priorities in small-scale fisheries. *Fisheries Research* 206, 185–192. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.04.013>
- Algunaibet, I.M., Pozo, C., Galán-Martín, Á., Huijbregts, M.A.J., Mac Dowell, N., Guillén-Gosálbez, G., 2019. Powering sustainable development within planetary boundaries. *Energy Environ. Sci.* 12, 1890–1900. <https://doi.org/10.1039/C8EE03423K>
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2020. Agroecology and the reconstruction of a post-COVID-19 agriculture. *The Journal of Peasant Studies* 47, 881–898. <https://doi.org/10.1080/03066150.2020.1782891>
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2017. The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change* 140, 33–45. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0909-y>
- Andreu-Cazenave, M., Subida, M.D., Fernandez, M., 2017. Exploitation rates of two benthic resources across management regimes in central Chile: Evidence of illegal fishing in artisanal fisheries operating in open access areas. *PLOS ONE* 12, e0180012. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180012>
- Antosiewicz, M., Gonzáles Carrasco, L.E., Lewandowski, P., de la Maza Greene, N., 2020. Green Growth Opportunities for the Decarbonization Goal for Chile. World Bank, Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/34575>
- Araos, A., Cerda, C., Skewes, O., Cruz, G., Tapia, P., Baeriswyl, F., 2020. Estimated economic impacts of seven invasive alien species in Chile. *Human Dimensions of Wildlife* 25, 398–403. <https://doi.org/10.1080/10871209.2020.1740837>

- Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramírez, C., Arroyo, M.T.K., 1998. Conservation Targets in South American Temperate Forests. *Science* 282, 1271–1272. <https://doi.org/10.1126/science.282.5392.1271>
- Armesto, J. J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramirez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A. M., & Marquet, P. A. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land use policy*, 27(2), 148-160.
- Arroyo, M.T.K., Marquet, P.A., Marticorena, C., Simonetti, J.A., Cavieres, L., Squeo, F.A., Rozzi, R., Massardo, F., 2006. El Hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación, in: Saball, P., Arroyo, Mary T K, Castilla, J.C., Estades, C., Ladrón de Guevara, S., Larraín, S., Moreno, C., Rivas, F., Rovira, A., Sánchez, A., Sierralta, L. (Eds.), Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago, pp. 94–99.
- Arroyo, M.T.K., Marticorena, C., Matthei, O., Cavieres, L., 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions., in: Mooney, H.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington D.C.
- Asamblea General de Naciones Unidas, 2015. Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, A/70/1.
- Ávila-Thieme, M.I., Corcoran, D., Pérez-Matus, A., Wieters, E.A., Navarrete, S.A., Marquet, P.A., Valdovinos, F.S., 2021. Alteration of coastal productivity and artisanal fisheries interact to affect a marine food web. *Sci Rep* 11, 1765. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81392-4>
- Avissar, R., Werth, D., 2005. Global Hydroclimatological Teleconnections Resulting from Tropical Deforestation. *Journal of Hydrometeorology* 6, 134–145. <https://doi.org/10.1175/JHM406.1>
- Ayoola, O.T., Makinde, E.A. 2007. Complementary organic and inorganic fertilizer application: Influence on growth and yield of Cassava/maize/melon intercrop with a relayed cowpea. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* 1(3), 187-192.
- Banco Mundial, 2021. Población, total | Data [WWW Document]. URL <https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.POP.TOTL> (accessed 7.5.21).
- Banco Mundial, 2020. URL <https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.POP.TOTL> (accessed 6.7.21).
- Banfield, C.C., Braun, A.C., Barra, R., Castillo, A., Vogt, J., 2018. Erosion proxies in an exotic tree plantation question the appropriate land use in Central Chile. *CATENA* 161, 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.017>
- Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P.A., Martinez, N.D., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G., Williams, J.W., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., Mindell, D.P., Revilla, E., Smith, A.B., 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486, 52–58. <https://doi.org/10.1038/nature11018>
- BCN, 2020. Biblioteca del Congreso Nacional | Ley Chile [WWW Document]. www.bcn.cl/leychile. URL <https://www.bcn.cl/leychile> (accessed 7.4.21).
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12, 20150623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>

- BID, 2021. Opciones para lograr la neutralidad en carbono para 2050 en Chile en condiciones de incertidumbre, Informe Fase II, Modelación y Análisis.
- Biermann, F., Kim, R.E., 2020. The Boundaries of the Planetary Boundary Framework: A Critical Appraisal of Approaches to Define a “Safe Operating Space” for Humanity. *Annual Review of Environment and Resources* 45, 497–521. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012320-080337>
- Boisier, J.P., Alvarez-Garretón, C., Cordero, R.R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R.D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M., Rondanelli, R., 2018. Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem Sci Anth* 6, 74. <https://doi.org/10.1525/elementa.328>
- Bowman, D.M.J.S., Moreira-Muñoz, A., Kolden, C.A., Chávez, R.O., Muñoz, A.A., Salinas, F., González-Reyes, Á., Rocco, R., de la Barrera, F., Williamson, G.J., Borchers, N., Cifuentes, L.A., Abatzoglou, J.T., Johnston, F.H., 2019. Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio* 48, 350–362. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1084-1>
- Bozkurt, D., Rojas, M., Boisier, J.P., Valdivieso, J., 2018. Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic Change*. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2246-7>
- Braun, A.Ch., Troeger, D., Garcia, R., Aguayo, M., Barra, R., Vogt, J., 2017. Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity: A comparison of sites in Central Chile and Chilean Patagonia. *Global Ecology and Conservation* 10, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.03.006>
- Brejtnrod, K.N., Kalbar, P., Petersen, S., Birkved, M., 2017. The absolute environmental performance of buildings. *Building and Environment* 119, 87–98. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.04.003>
- Brock, W.A., Taylor, M.S., 2010. The Green Solow model. *J Econ Growth* 15, 127–153. <https://doi.org/10.1007/s10887-010-9051-0>
- Bunsen, J., Berger, M., Finkbeiner, M., 2021. Planetary boundaries for water – A review. *Ecological Indicators* 121, 107022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107022>
- Buschmann, A.H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D.A., Henríquez, L., 2009a. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management* 52, 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002>
- Buschmann, A.H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D.A., Henríquez, L., 2009b. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management* 52, 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002>
- Buschmann, A.H., Troell, M., Kautsky, N., 2001. Integrated algal farming: a review. *Cahiers de Biologie marine* 42, 83–90.

- Campillo, R., Jobet F, C., Undurraga D, P., 2007. Optimización de la Fertilización Nitrogenada para Trigo de Alto Potencial de Rendimiento en Andisoles de la Región de La Araucanía, Chile. *Agricultura Técnica* 67, 281–291. <https://doi.org/10.4067/S0365-28072007000300007>
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carle, R.D., Felis, J.J., Vega, R., Beck, J., Adams, J., López, V., Hodum, P.J., González, A., Colodro, V., Varela, T., 2019. Overlap of Pink-footed Shearwaters and central Chilean purse-seine fisheries: Implications for bycatch risk. *The Condor* 121. <https://doi.org/10.1093/condor/duz026>
- Castilla, J.C., Gelcich, S., Defeo, O., 2007. Successes, Lessons, and Projections from Experience in Marine Benthic Invertebrate Artisanal Fisheries in Chile, in: McClanahan, T.R., Castilla, J.C. (Eds.), *Fisheries Management*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK, pp. 23–42. <https://doi.org/10.1002/9780470996072.ch2>
- Castilla, J.C., Uribe, M., Bahamonde, N., Clarke, M., Desqueyroux-Faúndez, R., Kong, I., Moyano, H., Rozbaczylo, N., Santelices, B., Valdovinos, C., Zavala, P., 2005. Down under the southeastern Pacific: marine non-indigenous species in Chile. *Biol Invasions* 7, 213–232. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-0198-5>
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., 2002. Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. *Science* 296, 904–907. <https://doi.org/10.1126/science.1069349>
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- CEPAL, 2020. Construir un nuevo futuro: una recuperación transformadora con igualdad y sostenibilidad (LC/SES.38/3-P/Rev.1). Santiago.
- CEPAL, N., 2019. The 2030 Agenda and the Sustainable Development Goals: An opportunity for Latin America and the Caribbean. *Goals, Targets and Global Indicators*.
- Chaudhary, A., Brooks, T.M., 2019. National Consumption and Global Trade Impacts on Biodiversity. *World Development* 121, 178–187. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.10.012>
- Climate Action Tracker [WWW Document], 2021. URL <https://climateactiontracker.org/countries/chile/> (accessed 7.5.21).
- Cohen-Shacham, E., Andrade, A., Dalton, J., Dudley, N., Jones, M., Kumar, C., Maginnis, S., Maynard, S., Nelson, C.R., Renaud, F.G., Welling, R., Walters, G., 2019. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. *Environmental Science & Policy* 98, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.04.014>
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., Maginnis, S., 2016a. Nature-based Solutions to address global societal challenges. IUCN, Gland, Switzerland.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., Maginnis, S., 2016b. Nature-based Solutions to address global societal challenges. IUCN, Gland, Switzerland.

- Cole, M.J., Bailey, R.M., New, M.G., 2014. Tracking sustainable development with a national barometer for South Africa using a downscaled “safe and just space” framework. *PNAS* 111, E4399–E4408. <https://doi.org/10.1073/pnas.1400985111>
- CONAF, 2021. Estadísticas - Resumen Nacional Ocurrencia (Número) y Daño (Superficie Afectada) por Incendios Forestales 1964 - 2020 [WWW Document]. URL <https://www.conaf.cl/incendios-forestales/incendios-forestales-en-chile/estadisticas-historicas/> (accessed 6.20.21).
- CONAF, 2020. DT N°239 Tabla de Valores 2020 Ley N°20.283 sobre recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal [WWW Document]. URL <https://www.conaf.cl/cms/editorweb/chifo/DT239.pdf> (accessed 6.15.21).
- CONAF, 2012. Fija costos de forestación, recuperación de suelos degradados, estabilización de dunas, poda y raleo, por hectárea, y establecimiento de cortinas cortavientos por kilómetro, al 31 de julio de 2011, para los efectos del Decreto Ley N° 701 de 1974 y sus modificaciones posteriores. [WWW Document]. URL https://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1368117546TablaCostos_2012.pdf (accessed 6.22.21).
- CONAMA, 2008. Biodiversidad de Chile: patrimonio y desafíos, 2. ed., actualizada. ed. CONAMA ; Ocho Libros, [Santiago?] : Providencia, Santiago.
- Conde Prat, M., Nava, A., Saab, A., Espinoza, J., Moriya, K., Tomasino, H., Sarquis, A., García, A., 2009. La situación regional de los fertilizantes: Argentina, Brasil, Chile, Paraguay, Uruguay. IICA, CAS, REDPA, Santiago, Chile.
- Cone, C., Myhre, A., 2000. Community-Supported Agriculture: A Sustainable Alternative to Industrial Agriculture? *Human Organization* 59, 187–197. <https://doi.org/10.17730/humo.59.2.715203t206g2j153>
- Costanza, R., Alperovitz, G., Daly, H.E., Farley, J., Franco, C., Jackson, T., Kubiszewski, I., Schor, J., Victor, P., 2012. Building a Sustainable and Desirable economy-in-Society-in-Nature.pdf. United Nations Division for Sustainable Development, New York.
- Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C.K., Hilborn, R., Melnychuk, M.C., Branch, T.A., Gaines, S.D., Szuwalski, C.S., Cabral, R.B., Rader, D.N., Leland, A., 2016. Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proc Natl Acad Sci USA* 113, 5125–5129. <https://doi.org/10.1073/pnas.1520420113>
- Cox, F., Bravo, P., 2013. Sector pesquero y acuícola. ODEPA.
- Cruz, P., Cid, F., Rivas, E., Neira, E., Ladrón de Guevara, J., 2012. Evaluación de la Ley No 20.283 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. Subsecretaría de Agricultura. Informe Final. Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo.
- Dao, H., Peduzzi, P., Friot, D., 2018. National environmental limits and footprints based on the Planetary Boundaries framework: The case of Switzerland. *Global Environmental Change* 52, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.06.005>
- Dao, Q.-H., Peduzzi, P., Chatenoux, B., De Bono, A., Schwarzer, S., Friot, D., 2015. Environmental limits and Swiss footprints based on Planetary Boundaries.

- Dario, S., 2005. El Principio Precautorio y los Riesgos en el Cultivo de Variedades Transgénicas. *Revista do Programa de Mestrado em Direito doiCEUB, Brasilia* 2, 55–155.
- Davies, T.D., Baum, J.K., 2012. Extinction Risk and Overfishing: Reconciling Conservation and Fisheries Perspectives on the Status of Marine Fishes. *Sci Rep* 2, 561. <https://doi.org/10.1038/srep00561>
- Dearing, J.A., Wang, R., Zhang, K., Dyke, J.G., Haberl, H., Hossain, Md.S., Langdon, P.G., Lenton, T.M., Raworth, K., Brown, S., Carstensen, J., Cole, M.J., Cornell, S.E., Dawson, T.P., Doncaster, C.P., Eigenbrod, F., Flörke, M., Jeffers, E., Mackay, A.W., Nykvist, B., Poppy, G.M., 2014. Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. *Global Environmental Change* 28, 227–238. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.012>
- DGA, 2019. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ACTUALIZACIÓN DEL BALANCE HÍDRICO NACIONAL EN LAS CUENCAS DE LA MACROZONA SUR Y PARTE NORTE DE LA MACROZONA AUSTRAL 164.
- DGA, 2018. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ACTUALIZACIÓN DEL BALANCE HÍDRICO NACIONAL EN LAS CUENCAS DE LAS MACROZONAS NORTE Y CENTRO 160.
- DGA, 2017a. ESTIMACIÓN DE LA DEMANDA ACTUAL, PROYECCIONES FUTURAS Y CARACTERIZACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN CHILE.
- DGA, 2017b. ACTUALIZACIÓN DEL BALANCE HÍDRICO NACIONAL.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., Oudenhoven, A.P.E. van, Plaat, F. van der, Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* 359, 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Díaz Valdés, T., Partidas Ruvalcaba, L., Suárez Fernández, Y.E., Lizárraga Jiménez, R., López López, Á., 2014. Uso eficiente del agua y producción óptima en maíz, con el uso de cuatro dosis de nitrógeno. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 23, 32–36.
- DIPRES, 2013. MINISTERIO DE AGRICULTURA CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF).
- Donlan, C.J., Wilcox, C., Luque, G.M., Gelcich, S., 2020. Estimating illegal fishing from enforcement officers. *Sci Rep* 10, 12478. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69311-5>
- Drever, C.R., Cook-Patton, S.C., Akhter, F., Badiou, P.H., Chmura, G.L., Davidson, S.J., Desjardins, R.L., Dyk, A., Fargione, J.E., Fellows, M., Filewod, B., Helsing-Lewis, M., Jayasundara, S., Keeton, W.S., Kroeger, T., Lark, T.J., Le, E., Leavitt, S.M., LeClerc, M.-E., Lemprière, T.C., Metsaranta, J., McConkey, B., Neilson, E., St-Laurent, G.P., Puric-Mladenovic, D., Rodrigue, S., Soolanayakanahally, R.Y., Spawn, S.A., Strack, M., Smyth, C., Thevathasan, N., Voicu, M., Williams, C.A., Woodbury, P.B., Worth, D.E., Xu, Z., Yeo, S., Kurz, W.A., 2021. Natural climate solutions for Canada. *Science Advances* 7, eabd6034. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd6034>

- Dueñas, M.-A., Hemming, D.J., Roberts, A., Diaz-Soltero, H., 2021. The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: A systematic review. *Global Ecology and Conservation* 26, e01476. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01476>
- Ehrenfeld, J.G., 2010. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41, 59–80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>
- Ellis, E.C., Gauthier, N., Goldewijk, K.K., Bird, R.B., Boivin, N., Díaz, S., Fuller, D.Q., Gill, J.L., Kaplan, J.O., Kingston, N., Locke, H., McMichael, C.N.H., Ranco, D., Rick, T.C., Shaw, M.R., Stephens, L., Svenning, J.-C., Watson, J.E.M., 2021. People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. *PNAS* 118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023483118>
- Espejo, W., Padilha, J. de A., Kidd, K.A., Dorneles, P., Malm, O., Chiang, G., Celis, J.E., 2019. Concentration and Trophic Transfer of Copper, Selenium, and Zinc in Marine Species of the Chilean Patagonia and the Antarctic Peninsula Area. *Biol Trace Elem Res.* <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01992-0>
- Espinoza, J., 2009. FERTILIZANTES EN CHILE: COYUNTURA Y PERSPECTIVAS. ODEPA.
- Fang, K., Heijungs, R., Duan, Z., de Snoo, G., 2015. The Environmental Sustainability of Nations: Benchmarking the Carbon, Water and Land Footprints against Allocated Planetary Boundaries. *Sustainability* 7, 11285–11305. <https://doi.org/10.3390/su70811285>
- Fanning, A.L., O'Neill, D.W., 2016. Tracking resource use relative to planetary boundaries in a steady-state framework: A case study of Canada and Spain. *Ecological Indicators* 69, 836–849. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.034>
- FAO, 2021. Precio al Productor [WWW Document]. FAOSTAT. URL <http://www.fao.org/faostat/es/#data/PP>
- FAO, 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020: La sostenibilidad en acción, The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). FAO, Rome, Italy. <https://doi.org/10.4060/ca9229es>
- FAO, 2019. Los Microplásticos en los Sectores de Pesca y Acuicultura.
- FAOSTAT, 2020a. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#home> (accessed 6.16.21).
- FAOSTAT, 2020b. Land use [WWW Document]. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RL> (accessed 6.7.21).
- Fargione, J.E., Bassett, S., Boucher, T., Bridgham, S.D., Conant, R.T., Cook-Patton, S.C., Ellis, P.W., Falcucci, A., Fourqurean, J.W., Gopalakrishna, T., Gu, H., Henderson, B., Hurteau, M.D., Kroeger, K.D., Kroeger, T., Lark, T.J., Leavitt, S.M., Lomax, G., McDonald, R.I., Megonigal, J.P., Miteva, D.A., Richardson, C.J., Sanderman, J., Shoch, D., Spawn, S.A., Veldman, J.W., Williams, C.A., Woodbury, P.B., Zganjar, C., Baranski, M., Elias, P., Houghton, R.A., Landis, E., McGlynn, E., Schlesinger, W.H., Siikamaki, J.V., Sutton-Grier, A.E., Griscom, B.W., 2018. Natural climate solutions for the United States. *Science Advances* 4, eaat1869. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat1869>

- Ffrench-Davis, R., Díaz, Á., 2019. La inversión productiva en el desarrollo económico de Chile: evolución y desafíos. *Revista de la CEPAL* 2019, 27–53. <https://doi.org/10.18356/fba7fde1-es>
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 557–581. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>
- Folke, C., Kautsky, N., Troell, M., 1994. The Costs of Eutrophication from Salmon Farming: Implications for Policy. *Journal of Environmental Management* 40, 173–182. <https://doi.org/10.1006/jema.1994.1013>
- Forrester, J.W., 1971. *World Dynamics*. Wright-Allen Press, Cambridge, Massachusetts.
- Fundación Chile, 2011. *Manual de recomendaciones cultivo de trigo*.
- Galaz, V., Biermann, F., Crona, B., Loorbach, D., Folke, C., Olsson, P., Nilsson, M., Allouche, J., Persson, Å., Reischl, G., 2012. ‘Planetary boundaries’—exploring the challenges for global environmental governance. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Open issue 4, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.01.006>
- Gallardo, B., Aldridge, D.C., González-Moreno, P., Pergl, J., Pizarro, M., Pyšek, P., Thuiller, W., Yesson, C., Vilà, M., 2017. Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Global Change Biology* 23, 5331–5343. <https://doi.org/10.1111/gcb.13798>
- García-Cegarra, A.M., de A. Padilha, J., Braz, B.F., Ricciardi, R., Espejo, W., Chiang, G., Bahamonde, P., 2020. Concentration of trace elements in long-finned pilot whales stranded in northern Patagonia, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 151, 110822. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110822>
- Garreaud, R.D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J.P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., Zambrano-Bigiarini, M., 2017. The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences* 21, 6307–6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>
- Gerten, D., Hoff, H., Rockström, J., Jägermeyr, J., Kummu, M., Pastor, A.V., 2013. Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Aquatic and marine systems* 5, 551–558. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.001>
- Ginocchio, R., Melo, O., Pliscoff, P., Camus, P., Arellano, E., 2019. Conflicto entre la intensificación de la agricultura y la conservación de la biodiversidad en Chile: alternativas para la conciliación. *Centro de Políticas Públicas UC* 118.
- Gobierno de Chile, 2020. *Contribución Determinada a Nivel Nacional (NDC) de Chile, Actualización 2020*.
- Gómez-González, S., González, M.E., Paula, S., Díaz-Hormazábal, I., Lara, A., Delgado-Baquerizo, M., 2019. Temperature and agriculture are largely associated with fire activity in Central Chile across different temporal periods. *Forest Ecology and Management* 433, 535–543. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.041>

- Gómez-González, S., Ojeda, F., Fernandes, P.M., 2018. Portugal and Chile: Longing for sustainable forestry while rising from the ashes. *Environmental Science & Policy* 81, 104–107. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.11.006>
- González, M.E., Gómez-González, S., Lara, A., Garreaud, R., Díaz-Hormazábal, I., 2018. The 2010-2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere* 9, e02300. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2300>
- Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., Shoch, D., Siikamäki, J.V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R.T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M.R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S.M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F.E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E., Fargione, J., 2017a. Natural climate solutions. *Proc Natl Acad Sci USA* 114, 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., Shoch, D., Siikamäki, J.V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R.T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M.R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S.M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F.E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E., Fargione, J., 2017b. Natural climate solutions. *Proc Natl Acad Sci USA* 114, 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Haggar, S. el-, 2007. Sustainable industrial design and waste management: cradle-to-cradle for sustainable development. Elsevier Academic Press, Amsterdam ; Boston.
- Hannah, L., Roehrdanz, P.R., Marquet, P.A., Enquist, B.J., Midgley, G., Foden, W., Lovett, J.C., Corlett, R.T., Corcoran, D., Butchart, S.H.M., Boyle, B., Feng, X., Maitner, B., Fajardo, J., McGill, B.J., Merow, C., Morueta-Holme, N., Newman, E.A., Park, D.S., Raes, N., Svenning, J.-C., 2020. 30% land conservation and climate action reduces tropical extinction risk by more than 50%. *Ecography* n/a. <https://doi.org/10.1111/ecog.05166>
- Hart, M.R., Quin, B.F., Nguyen, M.L., 2004. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. *J Environ Qual* 33, 1954–1972. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1954>
- Häyhä, T., Lucas, P.L., van Vuuren, D.P., Cornell, S.E., Hoff, H., 2016. From Planetary Boundaries to national fair shares of the global safe operating space — How can the scales be bridged? *Global Environmental Change* 40, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.06.008>
- Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R., Lambin, E.F., 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75, 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.014>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>

- Hoff, H., Nykvist, B., Carson, M., 2014. "Living well, within the limits of our planet"? Measuring Europe's growing external footprint (No. 2014– 05). Stockholm Environment Institute, Sweden.
- Hofflinger, A., Nahuelpan, H., Boso, À., Millalen, P., 2021. Do large-scale forestry companies generate prosperity in indigenous communities? The socioeconomic impacts of tree plantations in southern Chile. *Hum Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s10745-020-00204-x>
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt, L., O'Connor, M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105–108. <https://doi.org/10.1038/nature11118>
- Huang, L.H., Hu, A.H., Kuo, C.-H., 2020. Planetary boundary downscaling for absolute environmental sustainability assessment — Case study of Taiwan. *Ecological Indicators* 114, 106339. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106339>
- Human Development Report, 2020. The next frontier Human development and the Anthropocene.
- INE, 2020. Informe anual de medio ambiente 2020. Santiago, Chile.
- INE, 2019. Entre 2002 y 2017 las áreas urbanas del país crecieron un tamaño equivalente al Gran Santiago [WWW Document]. INE. URL <http://www.ine.cl/prensa/2019/09/16/entre-2002-y-2017-las-areas-urbanas-del-pais-crecieron-un-tamano-equivalente-al-gran-santiago> (accessed 7.5.21).
- INE, n.d. Calculadora IPC [WWW Document]. URL <https://calculadoraipc.ine.cl/> (accessed 6.18.21).
- INFOR, 2021. Boletín N°176 Precios Forestales, Área de Información y Economía Forestal. ed. Santiago de Chile.
- INFOR, 2020. ANUARIO FORESTAL 2020 (Boletín Estadístico 174). Ministerio de Agricultura, Santiago, Chile.
- INIA-INFOR, 2014. Informe Final Proyección Escenario Línea Tendencial 2013 y Escenarios de Mitigación del Sector Silvoagropecuario y Cambio de Uso de Suelo.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, I., 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- IPCC, 2018. 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, 2006. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Volumen 4, Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra.
- Iriarte, A., Lobos, G., Jaksic, F., 2005. Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by government agencies. *Revista Chilena De Historia Natural - REV CHIL HIST NAT* 78. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2005000100010>
- Jalalipour, H., Jaafarzadeh, N., Morscheck, G., Narra, S., Nelles, M., 2020. Potential of producing compost from source-separated municipal organic waste. A case study in Shiraz, Iran). *Sustainability* 12, 9704. <https://doi.org/10.3390/su12229704>

- Jetz, W., Wilcove, D.S., Dobson, A.P., 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology* 5, e157. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>
- Kahiluoto, H., Kuisma, M., Kuokkanen, A., Mikkilä, M., Linnanen, L., 2015a. Local and social facets of planetary boundaries: right to nutrients. *Environ. Res. Lett.* 10, 104013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104013>
- Kahiluoto, H., Kuisma, M., Kuokkanen, A., Mikkilä, M., Linnanen, L., 2015b. Local and social facets of planetary boundaries: right to nutrients. *Environ. Res. Lett.* 10, 104013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104013>
- Landrigan, P.J., Fuller, R., Acosta, N.J.R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N. (Nil), Baldé, A.B., Bertollini, R., Bose-O'Reilly, S., Boufford, J.I., Breysse, P.N., Chiles, T., Mahidol, C., Coll-Seck, A.M., Cropper, M.L., Fobil, J., Fuster, V., Greenstone, M., Haines, A., Hanrahan, D., Hunter, D., Khare, M., Krupnick, A., Lanphear, B., Lohani, B., Martin, K., Mathiasen, K.V., McTeer, M.A., Murray, C.J.L., Ndahimananjara, J.D., Perera, F., Potočnik, J., Preker, A.S., Ramesh, J., Rockström, J., Salinas, C., Samson, L.D., Sandilya, K., Sly, P.D., Smith, K.R., Steiner, A., Stewart, R.B., Suk, W.A., van Schayck, O.C.P., Yadama, G.N., Yumkella, K., Zhong, M., 2018. The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet* 391, 462–512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D., Donoso, P., Nahuelhual, L., Pino, M., Arismendi, I., 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Lara, A., Solari, M.E., Prieto, M.D.R., Peña, M.P., 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° - 43° 30' S). *Bosque (Valdivia)* 33, 03–04. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000100002>
- Lara, A., A. Altamirano, A. Alaniz, C. Alvarez, M. Castillo, M. Galleguillos, A. Grez, .. Guti.rrez, J. Hoyos-Santillán, D. Manushevich, R. M. Garay, A. Miranda, E. Ostría, F. Peña-Cortéz, J. Pérez-Quezada, A. Sepúlveda, J. Simonetti y C. Smith (2019). Cambio de uso del suelo en Chile: Oportunidades de mitigación ante la emergencia climática. En: P. A. Marquet et al. (editores), *Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones. Informe de la mesa de Biodiversidad*. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación., Santiago, Chile.
- Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S.H.M., Chaudhary, A., De Palma, A., DeClerck, F.A.J., Di Marco, M., Doelman, J.C., Dürauer, M., Freeman, R., Harfoot, M., Hasegawa, T., Hellweg, S., Hilbers, J.P., Hill, S.L.L., Humpenöder, F., Jennings, N., Krisztin, T., Mace, G.M., Ohashi, H., Popp, A., Purvis, A., Schipper, A.M., Tabeau, A., Valin, H., van Meijl, H., van Zeist, W.-J., Visconti, P., Alkemade, R., Almond, R.,

- Bunting, G., Burgess, N.D., Cornell, S.E., Di Fulvio, F., Ferrier, S., Fritz, S., Fujimori, S., Grooten, M., Harwood, T., Havlík, P., Herrero, M., Hoskins, A.J., Jung, M., Kram, T., Lotze-Campen, H., Matsui, T., Meyer, C., Nel, D., Newbold, T., Schmidt-Traub, G., Stehfest, E., Strassburg, B.B.N., van Vuuren, D.P., Ware, C., Watson, J.E.M., Wu, W., Young, L., 2020. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* 585, 551–556. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>
- León-Muñoz, J., Urbina, M.A., Garreaud, R., Iriarte, J.L., 2018. Hydroclimatic conditions trigger record harmful algal bloom in western Patagonia (summer 2016). *Scientific Reports* 8, 1330. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19461-4>
- Letelier, E., 1991. Eficiencia del nitrógeno aplicado como fertilizante, en relación al incremento máximo de rendimiento, en un grupo de 31 ensayos de trigo, efectuados en la octava región de Chile. *Agricultura Técnica*.
- Li, M., Wiedmann, T., Hadjikakou, M., 2019. Towards meaningful consumption-based planetary boundary indicators: The phosphorus exceedance footprint. *Global Environmental Change* 54, 227–238. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.12.005>
- Liang, X., Lettenmaier, D.P., Wood, E.F., Burges, S.J., 1994. A simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for general circulation models. *J. Geophys. Res.* 99, 14415. <https://doi.org/10.1029/94JD00483>
- Liang, X., Wood, E.F., Lettenmaier, D.P., 1996. Surface soil moisture parameterization of the VIC-2L model: Evaluation and modification. *Global and Planetary Change* 13, 195–206. [https://doi.org/10.1016/0921-8181\(95\)00046-1](https://doi.org/10.1016/0921-8181(95)00046-1)
- Little, C., Lara, A., McPhee, J., Urrutia, R., 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. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>
- Lucas, P., Wilting, H., 2018. Using planetary boundaries to support national implementation of environment-related Sustainable Development Goals (No. 2748). PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Luebert, F., Pliscoff, P.A., 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Universidad de Chile, Santiago.
- Mace, G.M., Meyers, B., Alkemade, R., Biggs, R., Chapin, F.S., Cornell, S.E., Díaz, S., Jennings, S., Leadley, P., Mumby, P.J., Purvis, A., Scholes, R.J., Seddon, A.W.R., Solan, M., Steffen, W., Woodward, G., 2014. Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change* 28, 289–297. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.009>
- Majewski, M.S., Capel, P.D., 2019. Pesticides in the Atmosphere: Distribution, Trends, and Governing Factors. CRC Press, Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9780429062780>
- Manuschevich, D., Beier, C.M., 2016. Simulating land use changes under alternative policy scenarios for conservation of native forests in south-central Chile. *Land Use Policy* 51, 350–362. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.08.032>
- Manuschevich, D., Sarricolea, P., Galleguillos, M., 2019. Integrating socio-ecological dynamics into land use policy outcomes: A spatial scenario approach for native forest conservation in south-central Chile. *Land Use Policy* 84, 31–42. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.042>

- MAPS Chile, 2014. Opciones de mitigación para enfrentar el cambio climático: resultados de Fase 2.
- Mariani, M., Holz, A., Veblen, T.T., Williamson, G., Fletcher, M.-S., Bowman, D.M.J.S., 2018. Climate Change Amplifications of Climate-Fire Teleconnections in the Southern Hemisphere. *Geophysical Research Letters* 45, 5071–5081. <https://doi.org/10.1029/2018GL078294>
- Marquet, P.A., Altamirano, A., Arroyo, M.T.K., Buschmann, A., Fernandez, M., Gelcich, S., Górski, K., Habit, E., Lara, A., Maass, A., Pauchard, P., Plischoff, H., Samaniego y C. Smith-Ramírez. 2019. Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones. Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, Santiago, Chile.
- Marquet, P.A., Arellano, E., Arriagada, R., Fernández, M., Gaxiola, A., León, C.A., Meza, F., Larraín, R., Plischoff, P., Reyes, S., Vargas, J., 2021a. Diseño estratégico de proyecto de evaluación de soluciones basadas en la naturaleza para Chile. The Nature Conservancy-Chile, Santiago, Chile.
- Marquet, P. A., Naeem, S., Jackson, J.B.C., Hodges, K., 2019a. Navigating transformation of biodiversity and climate. *Sci. Adv.* 5, eaba0969. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba0969>
- Marquet, P.A., Arellano, E., Arriagada, R., Fernández, M., Gaxiola, A., León, C.A., Meza, F., Larraín, R., Plischoff, P., Reyes, S., Vargas, J., 2021b. Diseño estratégico de proyecto de evaluación de soluciones basadas en la naturaleza para Chile. The Nature Conservancy-Chile, Santiago, Chile.
- Marquet, P.A., Tognelli, M., Barria, I., Escobar, M., Garin, C., Soublette, P., 2004. How well are Mediterranean ecosystems protected in Chile? Insights from gaps in the conservation of Chilean vertebrates, in: *Proceedings 10th MEDECOS Conference*. Millpress, Rhodes, Greece, pp. 1–4.
- Martín, W.S., 2017. Nitrogen, science, and environmental change: the politics of the Green Revolution in Chile and the global nitrogen challenge. *Journal of Political Ecology* 24. <https://doi.org/10.2458/v24i1.20966>
- Martínez-Tillería, K., Núñez-Ávila, M., León, C.A., Plischoff, P., Squeo, F.A., Armesto, J.J., 2017. A framework for the classification Chilean terrestrial ecosystems as a tool for achieving global conservation targets. *Biodivers Conserv* 26, 2857–2876. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1393-x>
- Mazzucato, M., 2019. El Estado emprendedor: mitos del sector público frente al privado. rba Libros.
- McCauley, D.J., Pinsky, M.L., Palumbi, S.R., Estes, J.A., Joyce, F.H., Warner, R.R., 2015. Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science* 347, 1255641–1255641. <https://doi.org/10.1126/science.1255641>
- McWethy, D.B., Pauchard, A., García, R.A., Holz, A., González, M.E., Veblen, T.T., Stahl, J., Currey, B., 2018. Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-

- central Chile. PLoS ONE 13, e0201195. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201195>
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens III, W. (Eds.), 1972. *The Limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. Universe Books, New York.
- Melillo, J.M., Lu, X., Kicklighter, D.W., Reilly, J.M., Cai, Y., Sokolov, A.P., 2016. Protected areas' role in climate-change mitigation. *Ambio* 45, 133–145. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0693-1>
- Mente, E., Pierce, G.J., Santos, M.B., Neofitou, C., 2006. Effect of feed and feeding in the culture of salmonids on the marine aquatic environment: a synthesis for European aquaculture. *Aquacult Int* 14, 499–522. <https://doi.org/10.1007/s10499-006-9051-4>
- Ministerio de Hacienda, 2000. Informe Final de Evaluación, Proyecto de Protección de la Capa de Ozono. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Ministerio Secretaria General de la Presidencia, Santiago, Chile.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2021. Ministerio de Medio Ambiente – Unidad Ozono [WWW Document]. Normativa. URL <https://ozono.mma.gob.cl/normativa/> (accessed 7.6.21).
- Ministerio de Medio Ambiente, 2018. Chile y su cumplimiento ante al Protocolo de Montreal.
- Ministerio del Medio Ambiente, 2018. Actualización de costos y beneficios para el proyecto definitivo del plan de prevención y descontaminación para las comunas de Lota, Coronel, San Pedro de la Paz, Hualqui, Chiguayante, Concepción, Penco, Tomé, Hualpén y Talcahuano.
- Ministerio del Medio Ambiente de Chile, 2021. Informe del Inventario Nacional de Chile 2020: Inventario nacional de gases de efecto invernadero y otros contaminantes climáticos 1990-2018.
- Ministerio Del Medio Ambiente (MMA), 2020. Informe del Estado del Medio Ambiente 2020. Ministerio Del Medio Ambiente (MMA), Santiago de Chile.
- Ministerio Del Medio Ambiente (MMA), 2011. DS-N°12/MMA (2011) Establece norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable MP 2,5. Decreto Supremo N°12.
- Ministerio del Medio Ambiente, O. de C.C., 2019. Resultados parciales de escenarios de emisiones para la NDC.
- MINISTERIO SECRETARÍA GENERAL DE LA PRESIDENCIA, COMISIÓN NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE, de, 1998. DS-N°59/MSGP(1998) Establece norma de calidad primaria para material particulado respirable mp10, en especial de los valores que definen situaciones de emergencia 16.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., González, M., 2017. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Reg Environ Change* 17, 285–297. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>
- MMA, 2021a. Informe del Inventario Nacional de Chile 2020: Inventario nacional de gases de efecto invernadero y otros contaminantes climáticos 1990-2018. Oficina de Cambio Climático. Santiago, Chile.

- MMA, 2021b. Registro Nacional de Áreas Protegidas [WWW Document]. URL <http://bdrnap.mma.gob.cl/app-reportes/#/repAreasProtegidasXDecenio> (accessed 6.20.21).
- MMA, ONUDI, 2020. Enmienda de Kigali, reducción paulatina del uso, producción y consumo de HFC. Organización de las Naciones Unidas Para el Desarrollo Industrial.
- MMA, ONUDI, Fondo Multilateral del Protocolo de Montreal, 2020. MANUAL “BUENAS PRÁCTICAS EN SISTEMAS DE REFRIGERACIÓN Y CLIMATIZACIÓN.”
- MMA, PNUD, GEF, 2010. Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile - Creación de un sistema nacional integral de áreas protegidas para Chile.
- Molla, F., 2013. El Principio de Precaución.
- Montecino, V., Molina, X., Bothwell, M., Muñoz, P., Carrevedo, M.L., Salinas, F., Kumar, S., Castillo, M.L., Bizama, G., Bustamante, R.O., 2016. Spatio temporal population dynamics of the invasive diatom *Didymosphenia geminata* in central-southern Chilean rivers. *Science of The Total Environment* 568, 1135–1145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.080>
- Montero, J.T., Flores, A., Queirolo, D., Farias, A., Wiff, R., Lima, M., Rivera-Rebella, C., Ahumada, M., Montero, J.T., Flores, A., Queirolo, D., Farias, A., Wiff, R., Lima, M., Rivera-Rebella, C., Ahumada, M., 2020. Potential effects of bycatch from the squat lobster fisheries in central Chile on the benthic ecosystem: a survey data approach. *Mar. Freshwater Res.* 71, 1281–1293. <https://doi.org/10.1071/MF19128>
- MOP, 2015. Atlas del Agua Chile 2016.
- Muñoz-Quezada, M., Lucero, B., 2020. Bioethics & environmental justice: the case of the presence of pesticides in schoolchildren in rural communities. ISEE Conference Abstracts. <https://doi.org/10.1289/isee.2020.virtual.P-0827>
- Muñoz-Quezada, M.T., Iglesias, V., Lucero, B., Steenland, K., Barr, D.B., Steenland, k, Ryan, P.B., Alvarado, S., Concha, C., 2012. Predictors of exposure to organophosphate pesticides in schoolchildren in the Province of Talca, Chile. *Environment international* 47, 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.06.002>
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.F., Lee, D., Mendoza, B., 2013. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.[Stocker, TF, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, SK Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and PM Midgley. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Lara, A., Echeverría, C., González, M.E., 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.006>
- Nash, K.L., Cvitanovic, C., Fulton, E.A., Halpern, B.S., Milner-Gulland, E.J., Watson, R.A., Blanchard, J.L., 2017. Planetary boundaries for a blue planet. *Nature Ecology & Evolution* 1, 1625–1634. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0319-z>

- Neira, S., Arancibia, H., Cubillos, L., 2004. Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecological Modelling* 172, 233–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.009>
- Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., Palma, A.D., Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353, 288–291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>
- Nicolopoulou-Stamati, P., Maipas, S., Kotampasi, C., Stamatis, P., Hens, L., 2016. Chemical Pesticides and Human Health: The Urgent Need for a New Concept in Agriculture. *Front. Public Health* 0. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2016.00148>
- Niklitschek, E.J., Soto, D., Lafon, A., Molinet, C., Toledo, P., 2013. Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Reviews in Aquaculture* 5, 172–195. <https://doi.org/10.1111/raq.12012>
- Nykvist, B., Sverige, Naturvårdsverket, 2013. National environmental performance on planetary boundaries: a study for the Swedish Environmental Protection Agency. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- ODEPA, 2020a. ODEPA | Oficina de Estudios y Políticas Agrarias [WWW Document]. URL <https://www.odepa.gob.cl/> (accessed 6.16.21).
- ODEPA, 2020b. Ficha Nacional. Información Nacional 2020.
- ODEPA, 2018a. Ficha Técnica Económica Maíz Región del Maule - 2017-2018.
- ODEPA, 2018b. Ficha Técnica Económica Trigo Riego Región del Biobío - Mercado local 2017-2018.
- ODEPA, 2017. Series Quinquenales [WWW Document]. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. URL <https://www.odepa.gob.cl/precios/avance-por-productos>
- ODEPA, 2003. Evaluación económica del Proyecto de Ley sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. ODEPA | Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. URL <https://www.odepa.gob.cl/publicaciones/articulos/evaluacion-economica-del-proyecto-de-ley-sobre-recuperacion-del-bosque-nativo-y-fomento-forestal> (accessed 7.1.21).
- O'Neill, D.W., Fanning, A.L., Lamb, W.F., Steinberger, J.K., 2018. A good life for all within planetary boundaries. *Nat Sustain* 1, 88–95. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0021-4>
- Ongley, E.D., 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. GEMS/Water Collaborating Centre Canada Centre for Inland Waters 55.
- Ortiz, M., Berrios, F., Campos, L., Uribe, R., Ramirez, A., Hermosillo-Núñez, B., González, J., Rodríguez-Zaragoza, F., 2015. Mass balanced trophic models and short-term dynamical simulations for benthic ecological systems of Mejillones and Antofagasta bays (SE Pacific): Comparative network structure and assessment of human impacts. *Ecological Modelling* 309–310, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.04.006>

- Otero, L., Contreras, A., Barrales, L., 1994. Efectos ambientales del reemplazo de bosque nativo por plantaciones (estudio en cuatro microcuencas en la Provincia de Valdivia). *Ciencia e Investigación Forestal* 8, 253–276.
- Otto-Pörtner, H., Scholes, Bob, Agard, John, Archer, Emma, Bai, Xuemei, Barnes, David, Burrows, Michael, Chan, Lena, Cheung, Wai Lung (William), Diamond, Sarah, Donatti, Camila, Duarte, Carlos, Eisenhauer, Nico, Foden, Wendy, Gasalla, Maria A., Handa, Collins, Hickler, Thomas, Hoegh-Guldberg, Ove, Ichii, Kazuhito, Jacob, Ute, Insarov, Gregory, Kiessling, Wolfgang, Leadley, Paul, Leemans, Rik, Levin, Lisa, Lim, Michelle, Maharaj, Shobha, Managi, Shunsuke, Marquet, Pablo A., McElwee, Pamela, Midgley, Guy, Oberdorff, Thierry, Obura, David, Osman Elasha, Balgis, Pandit, Ram, Pascual, Unai, Pires, Aliny P F, Popp, Alexander, Reyes-García, Victoria, Sankaran, Mahesh, Settele, Josef, Shin, Yunne-Jai, Sintayehu, Dejene W., Smith, Peter, Steiner, Nadja, Strassburg, Bernardo, Sukumar, Raman, Trisos, Christopher, Val, Adalberto Luis, Wu, Jianguo, Aldrian, Edvin, Parmesan, Camille, Pichs-Madruga, Ramon, Roberts, Rogers, Alex D., Díaz, Sandra, Fischer, Markus, Hashimoto, Shizuka, Lavorel, Sandra, Wu, Ning, Ngo, Hien, 2021. IPBES-IPCC co-sponsored workshop report synopsis on biodiversity and climate change. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.4782538>
- Oyanedel, R., Keim, A., Castilla, J.C., Gelcich, S., 2018. Illegal fishing and territorial user rights in Chile: Illegal Fishing. *Conservation Biology* 32, 619–627. <https://doi.org/10.1111/cobi.13048>
- Papier, C.M., Poulos, H.M., Kusch, A., 2019. Invasive species and carbon flux: the case of invasive beavers (*Castor canadensis*) in riparian *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego, Chile. *Climatic Change* 153, 219–234. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02377-x>
- Parada, G.M., Tellier, F., Martínez, E.A., 2016. Spore dispersal in the intertidal kelp *Lessonia spicata*: macrochallenges for the harvested *Lessonia* species complex at microscales of space and time 7.
- Patrício, J., Elliott, M., Mazik, K., Papadopoulou, K.-N., Smith, C.J., 2016. DPSIR—Two Decades of Trying to Develop a Unifying Framework for Marine Environmental Management? *Front. Mar. Sci.* 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00177>
- Persson, L.M., Breitholtz, M., Cousins, I.T., de Wit, C.A., MacLeod, M., McLachlan, M.S., 2013. Confronting Unknown Planetary Boundary Threats from Chemical Pollution. *Environ. Sci. Technol.* 47, 12619–12622. <https://doi.org/10.1021/es402501c>
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269, 347–350. <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>
- Planes, E., Fuch, J., 2015. Cuales son los aportes de la ecotoxicología a las regulaciones ambientales. *Ciencia e Investigación* 65, 45–62.
- Plissock, P., 2015. Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

- PNUD, 2017. Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo., Santiago de Chile.
- PNUD, 2015. Conservando el patrimonio natural de Chile el aporte de las áreas protegidas, 1ra Edición. ed. Santiago de Chile.
- PNUMA, 2016. Manual del Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la Capa de Ozono (No. Décima edición). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneeth, Almut, Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W. L., Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M. A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., Ichii, K., Jacob, U., Insarov, G., Kiessling, W., Leadley, P., Leemans, R., Levin, L., Lim, Mi., Maharaj, S., Managi, S., Marquet, P.A., McElwee, P., Midgley, G., Oberdorff, T., Obura, D., Osman Elasha, B., Pandit, R., Pascual, U., Pires, A.P. F., Popp, A., Reyes-García, V., Sankaran, M., Settele, J., Shin, Y-J., Sintayehu, D.W., Smith, P., Steiner, N., Strassburg, B., Sukumar, R., Trisos, C., Val, A. L., Wu, J., Aldrian, E., Parmesan, C., Pichs-Madruga, R., Roberts, D. C., Rogers, A. D., Díaz, S., Fischer, M., Hashimoto, S., Lavorel, S., Wu, N., Ngo, H., 2021. Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.4659158>
- Quiñones, R.A., Fuentes, M., Montes, R.M., Soto, D., León-Muñoz, J., 2019a. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11, 375–402. <https://doi.org/10.1111/raq.12337>
- Quiñones, R.A., Fuentes, M., Montes, R.M., Soto, D., León-Muñoz, J., 2019b. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11, 375–402. <https://doi.org/10.1111/raq.12337>
- Raworth, K., 2017. A Doughnut for the Anthropocene: humanity's compass in the 21st century. *The Lancet Planetary Health* 1, e48–e49. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30028-1](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30028-1)
- Reyes, R., Nelson, H. , 2014. A tale of two forests: why forests and forest conflicts are both growing in Chile? *International Forestry Review* 16(4).
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J., 2009a. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009b. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

- Rojas, M., Aldunce, P., Vicuña, S., Farías, L., González, H., Marquet, P.A., Muñoz, J.C., Palma-Behnke, R., Stehr, A., 2019. *Evidencia científica y Cambio Climático en Chile: Resumen para tomadores de decisiones*. Comité Científico COP25, Ministerio de Ciencias, Tecnología, Conocimiento e Innovación.
- Roos, S., Zamani, B., Sandin, G., Peters, G.M., Svanström, M., 2016. A life cycle assessment (LCA)-based approach to guiding an industry sector towards sustainability: the case of the Swedish apparel sector. *Journal of Cleaner Production* 133, 691–700. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.146>
- Rounsevell, M.D.A., Harfoot, M., Harrison, P.A., Newbold, T., Gregory, R.D., Mace, G.M., 2020. A biodiversity target based on species extinctions. *Science* 368, 1193–1195. <https://doi.org/10.1126/science.aba6592>
- Ryberg, M.W., Andersen, M.M., Owsianiak, M., Hauschild, M.Z., 2020. Downscaling the planetary boundaries in absolute environmental sustainability assessments – A review. *Journal of Clean Production* 276, 123287. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123287>
- Ryberg, M.W., Owsianiak, M., Clavreul, J., Mueller, C., Sim, S., King, H., Hauschild, M.Z., 2018. How to bring absolute sustainability into decision-making: An industry case study using a Planetary Boundary-based methodology. *Science of The Total Environment* 634, 1406–1416. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.075>
- SAG, INDAP, 2005. Pauta técnica para la aplicación de guanos.
- Samaniego, H., Marquet, P.A., 2009. Mammal and butterfly species richness in Chile: taxonomic covariation and history. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 82. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000100009>
- Sayers, M., Trebeck, K., 2015. *The UK Doughnut: A framework for environmental sustainability and social justice*. Oxfam.
- Scholes, R.J., Biggs, R., 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434, 45–49. <https://doi.org/10.1038/nature03289>
- Schuster, M.J., Dukes, J.S., 2014. Non-additive effects of invasive tree litter shift seasonal N release: a potential invasion feedback. *Oikos* 123, 1101–1111. <https://doi.org/10.1111/oik.01078>
- Seddon, N., Chausson, A., Berry, P., Girardin, C.A.J., Smith, A., Turner, B., 2020a. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375, 20190120. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0120>
- Seddon, N., Chausson, A., Berry, P., Girardin, C.A.J., Smith, A., Turner, B., 2020b. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0120>
- Segovia, A. Videla, Y. 2017. Caracterización Glaciológica de Chile. *Investig. Geogr.* 3. <https://doi.org/10.5354/0719-5370.2017.41739>

- Sepúlveda A, V., Vega M, J., Delgado B, I., 2000. Exposición severa a plomo ambiental en una población infantil de Antofagasta, Chile. *Revista Médica de Chile* 128, 221–232. <https://doi.org/10.4067/S0034-98872000000200014>
- SERNAPESCA, 2020. Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura [WWW Document]. URL <http://www.sernapesca.cl/> (accessed 6.16.21).
- SII, 2021a. Dólar Observado [WWW Document]. URL https://www.sii.cl/valores_y_fechas/dolar/dolar2020.htm (accessed 6.18.21).
- SII, 2021b. UTM - UTA - IPC [WWW Document]. URL https://www.sii.cl/valores_y_fechas/utm/utm2021.htm
- SNICHILE, 2020. URL <https://snichile.mma.gob.cl/> (accessed 6.16.21).
- Soto, D., León-Muñoz, J., Garreaud, R., Quiñones, R.A., Morey, F., 2021. Scientific warnings could help to reduce farmed salmon mortality due to harmful algal blooms. *Marine Policy* 132, 104705. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104705>
- Soto, K., 2018. El Principio de Precaución en el Sistema de Solución de Diferencias de la Organización Municipal del Comercio (Tesis Magíster). Universidad de Chile - Facultad de derecho, Santiago, Chile.
- State of the Climate in 2019, 2020. *Bulletin of the American Meteorological Society* 101, S1–S429. <https://doi.org/10.1175/2020BAMSStateoftheClimate.1>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Rayner, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P., Barnosky, A.D., Cornell, S.E., Crucifix, M., Donges, J.F., Fetzer, I., Lade, S.J., Scheffer, M., Winkelmann, R., Schellnhuber, H.J., 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *PNAS* 115, 8252–8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Steffen, W., Stafford Smith, M., 2013. Planetary boundaries, equity and global sustainability: why wealthy countries could benefit from more equity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Open issue 5, 403–408. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.04.007>
- SUBPESCA, 2021. Estado de la situación de las principales pesquerías Chilenas, 2020. SUBPESCA.
- Tapia, J.S., Valdés, J., Orrego, R., Tchernitchin, A., Dorador, C., Bolados, A., Harrod, C., 2018. Geologic and anthropogenic sources of contamination in settled dust of a historic mining port city in northern Chile: health risk implications. *PeerJ* 6, e4699. <https://doi.org/10.7717/peerj.4699>
- Tchernitchin, A.N., Lapin, N., Molina, L., Molina, G., Tchernitchin, N.A., Acevedo, C., Alonso, P., 2006. Human Exposure to Lead in Chile, in: Ware, G.W., Nigg, H.N., Doerge, D.R. (Eds.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer, New York, NY, pp. 93–139. https://doi.org/10.1007/0-387-30638-2_4

- Teagle, H., Hawkins, S.J., Moore, P.J., Smale, D.A., 2017. The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 492, 81–98. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.017>
- Teah, H., Akiyama, T., San Carlos, R., Rayo, O., Khew, Y., Zhao, S., Zheng, L., Onuki, M., 2016. Assessment of downscaling Planetary Boundaries to semi-Arid ecosystems with a local perception: A Case Study in the Middle Reaches of Heihe River. *Sustainability* 8, 1233. <https://doi.org/10.3390/su8121233>
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65–66. <https://doi.org/10.1038/371065a0>
- Tognelli, M.F., de Arellano, P.I.R., Marquet, P.A., 2008. How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile?: Chilean vertebrate gap analysis. *Diversity and Distributions* 14, 148–158. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00437.x>
- Tognelli, M.F., Fernández, M., Marquet, P.A., 2009. Assessing the performance of the existing and proposed network of marine protected areas to conserve marine biodiversity in Chile. *Biological Conservation* 142, 3147–3153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.016>
- Toledo, C., 2017. Análisis económico de los ingresos y egresos del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE).
- Turbelin, A.J., Malamud, B.D., Francis, R.A., 2017. Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecology and Biogeography* 26, 78–92. <https://doi.org/10.1111/geb.12517>
- Ulibarry, P.G., 2019. Consumo y mercado de los fertilizantes 5. Asesoría Técnica Parlamentaria, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, Abril 2019.
- Urbina-Casanova, R., Luebert, F., Plischoff, P., Scherson, R.A., 2016. Assessing floristic representativeness in the protected areas national system of Chile: are vegetation types a good surrogate for plant species? *Environmental Conservation* 43, 199–207. <https://doi.org/10.1017/S0376892916000060>
- Urrutia-Jalabert, R., González, M.E., González-Reyes, Á., Lara, A., Garreaud, R., 2018. Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere* 9, e02171. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2171>
- Van Dijk, H.F.G., Guicherit, R., 1999. Atmospheric Dispersion of Current-Use Pesticides: A Review of the Evidence from Monitoring Studies, in: Van Dijk, H.F.G., Van Pul, W.A.J., De Voogt, P. (Eds.), *Fate of Pesticides in the Atmosphere: Implications for Environmental Risk Assessment: Proceedings of a Workshop Organised by The Health Council of the Netherlands, Held in Driebergen, The Netherlands, April 22–24, 1998*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 21–70. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1536-2_3
- Vásquez, J.A., 2016. The Brown Seaweeds Fishery in Chile, in: Mikkola, H. (Ed.), *Fisheries and Aquaculture in the Modern World*. InTech. <https://doi.org/10.5772/62876>

- Villagran, C., Hinojosa, L.F., 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 70, 241–267.
- Villegas, M., Laudien, J., Sielfeld, W., Arntz, W., 2019. Effect of foresting barren ground with *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh on the occurrence of coastal fishes off northern Chile. *J. Appl. Phycol.* 31, 2145–2157. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1657-1>
- Wang-Erlandsson, L., Fetzer, I., Keys, P.W., van der Ent, R.J., Savenije, H.H.G., Gordon, L.J., 2018. Remote land use impacts on river flows through atmospheric teleconnections. *Hydrology and Earth System Sciences* 22, 4311–4328. <https://doi.org/10.5194/hess-22-4311-2018>
- Weih, M., Pourazari, F., Vico, G., 2016. Nutrient stoichiometry in winter wheat: Element concentration pattern reflects developmental stage and weather. *Sci Rep* 6, 35958. <https://doi.org/10.1038/srep35958>
- Weinberger, V.P., Quiñinao, C., Marquet, P.A., 2017. Innovation and the growth of human population. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372, 20160415. <https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0415>
- WHO, 2006. Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide. World Health Organization.
- Wright, D.A., Welbourn, P., 2002. Environmental toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- WWF, 2020. Living planet report 2020.
- Zazo-Moratalla, A., Troncoso-González, I., Moreira-Muñoz, A., 2019. Regenerative Food Systems to Restore Urban-Rural Relationships: Insights from the Concepción Metropolitan Area Foodshed (Chile). *Sustainability* 11, 2892. <https://doi.org/10.3390/su11102892>
- Zhang, X., Davidson, E.A., Mauzerall, D.L., Searchinger, T.D., Dumas, P., Shen, Y., 2015. Managing nitrogen for sustainable development. *Nature* 528, 51–59. <https://doi.org/10.1038/nature15743>
- Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., Hernández, H.J., Galleguillos, M., Estades, C., Biging, G.S., Radke, J.D., Gong, P., 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment* 183, 170–185. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.016>

Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios

Tabla 14. Límites planetarios.

Las primeras tres columnas indican los límites, su definición y la variable control con su valor límite (rojo) que fueron propuestos originalmente por Rockström y otros (2009). La cuarta columna representa las modificaciones que ha tenido el límite planetario original en nombre (subrayado), variable control y valor límite (letras en color rojo). La última columna representa la lista de variables operacionales que se han utilizado en la literatura para hacer el downscaling de cada uno de los límites planetarios.

Límite planetario definido originalmente (Rockström et al., 2009b)	Definición del daño que se quiere evitar	Variables control y los valores límites definidos originalmente (Rockström et al., 2009b)	Modificaciones y / o actualizaciones	Variables operacionales que otros estudios han utilizado
Cambio climático	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento en la temperatura global en más de un 1,5 - 2°C. - Pérdida de capas de hielo polares. - Alteraciones climáticas regionales. - Pérdida de suministros de agua dulce glacial. 	<ul style="list-style-type: none"> - Concentración de CO₂ atmosférico. (350–550 ppm de CO₂) - Desequilibrio energético en la superficie de la Tierra. (1,0 – 1,5 W m⁻²) 		<ul style="list-style-type: none"> - Emisión de CO_{2eq} (Algunaibet et al., 2019; Cole et al., 2014; Dao et al., 2018, 2015; Fang et al., 2015; Fanning y O’Neill, 2016; Hoff et al., 2014; Huang et al., 2020; Lucas and Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013; O’Neill et al., 2018).
Acidificación del océano	<ul style="list-style-type: none"> - Disminución del pH en los océanos. - Capacidad de los océanos de continuar su función como sumidero de CO₂. - Convertir a los arrecifes de coral en sistemas dominados por algas. - Eliminar la biota marina regional formadora de aragonita y calcita alta en magnesio. 	<ul style="list-style-type: none"> Concentración del ión de carbonato, promedio global del estado de saturación de la superficie oceánica con respecto a la aragonita. (Sostener ≥80% - ≥70% del estado de saturación de aragonita preindustrial) 		<ul style="list-style-type: none"> - Emisión de CO₂ (Dao et al., 2015; Huang et al., 2020).
Agotamiento del ozono estratosférico	<ul style="list-style-type: none"> - Incapacidad de filtrar la radiación 	<ul style="list-style-type: none"> Concentración de O₃ estratosférico 		<ul style="list-style-type: none"> - Consumo de hidroclorofluorocarbonos (HCFC) (Cole et al., 2014).

	ultravioleta proveniente del sol. - Efectos graves e irreversibles de la radiación UVB en la salud humana y en los ecosistemas.	(UD, Unidades Dobson). (<5 - 10% de reducción del nivel preindustrial de 290 UD)		
Flujos biogeoquímicos : Fósforo (P)	- Aumento en los eventos de anoxia en los océanos y que impacten a los ecosistemas marinos.	Entrada de P al océano. (< 10 – 100 veces el flujo natural del background weathering)	Flujo de P desde fertilizantes a suelos degradados (Steffen et al., 2015). (6,2 Tg P yr⁻¹)	- Cantidad de P en los fertilizantes (Dao et al., 2018, 2015; Fanning y O’Neill, 2016; Huang et al., 2020; O’Neill et al., 2018). - Cantidad de P en los embalses (dam) (Cole et al., 2014).
Nitrógeno (N)	- Reducción en la resiliencia general de los ecosistemas a través de la acidificación de los ecosistemas terrestres y la eutrofización de los sistemas costeros y de agua dulce.	- Cantidad de N ₂ removido de la atmósfera para uso humano. (35 Mt N y⁻¹ fijado por la industria y agricultura, equivale al 35% del N₂ fijado de forma natural por los ecosistemas terrestres)	- Fijación de nitrógeno industrial e intencional (Steffen et al., 2015). (62 - 82 Tg N yr⁻¹)	- Cantidad de N ₂ utilizado en fertilizantes (Algunaibet et al., 2019; Cole et al., 2014; Hoff et al., 2014; Nykvist et al., 2013; O’Neill et al., 2018). - Pérdida de N (leaching) al ambiente por la agricultura (Dao et al., 2015; Kahiluoto et al., 2015a).
Uso de agua dulce	- Modificación de patrones climáticos regionales (e.g. comportamiento de los monzones). - Modificación de la retroalimentación de la humedad, producción de biomasa, absorción de carbono por parte de los sistemas terrestres y reducción de la biodiversidad.	Consumo de agua dulce (blue water), agua superficial y subterránea asociada a lagos, ríos y acuíferos. (<4000 - 6000 km³ yr⁻¹ , equivalente al 40% del recurso global de agua renovable)	Consumo de agua dulce como porcentaje del flujo del río mensual (Steffen et al., 2015). (Meses de poco flujo: 25-55%, flujo intermedio: 30-60%, alto flujo: 55-85%)	- Volumen de agua extraída por año (Algunaibet et al., 2019; Cole et al., 2014; Hoff et al., 2014; Nykvist et al., 2013; O’Neill et al., 2018). - Porcentaje de agua extraída por año (Fanning y O’Neill, 2016; Huang et al., 2020).
Cambios en el uso de suelo	- Llevar a los biomas a estados de degradación irreversibles. - Afectar al almacenamiento de carbono y la	Porcentaje de cobertura de suelo global que es convertida a cultivos.		- Porcentaje de cobertura transformada a cultivos, agricultura y urbanización (Dao et al., 2018, 2015). - Porcentaje potencial de cobertura de bosque.

	resiliencia a través de cambios en la diversidad biológica y la heterogeneidad del paisaje.	($\leq 15\%$, equivalente a 1995 Mha)		- Porcentaje de tierra biológicamente productiva. - Biomasa de producción primaria que es cosechada por la agricultura y forestales.
Pérdida de biodiversidad	- Modificación y degradación del funcionamiento del ecosistema a escalas continentales y oceánicas. - Impactar otros límites, tales como: almacenamiento de C, agua dulce, ciclos de N y P, sistemas terrestres. - Pérdida masiva de biodiversidad.	Tasa de extinción, extinciones por millón de especies por año (E/MSY). (< 10 – 100 E/MSY)	<u>Cambios en la integridad de la biósfera</u> (Steffen et al., 2015) - Tasa de extinción de diversidad genética. (< 10 – 100 E/MSY) - Biodiversity intacness index (BII): cambio en la abundancia poblacional como resultado del impacto humano respecto a la abundancia preindustrial. ($\geq 90\%$ de BII)	- Porcentaje de ecosistemas en peligro o en estado crítico (Cole et al., 2014). - Porcentaje del daño potencial a la biodiversidad por tipo de cobertura de suelo y por bioma (Dao et al., 2018, 2015). - Pérdida en la abundancia promedio de las especies (similar a BII) (Lucas and Wilting, 2018).
Carga de aerosol atmosférico	- Interrupción de los sistemas monzónicos. - Efectos en la salud humana. - Interacciones con los PB de cambio climático y agua dulce.	Concentración de partículas en la atmósfera a nivel regional. (No determinado)		
Contaminación química	- Impactos en la salud humana, funcionamiento y resiliencia del ecosistema, puede incrementar el riesgo de cruzar otros umbrales.	Emisión o concentración de contaminantes orgánicos persistentes, plásticos, disruptores endocrinos, metales pesados y basura nuclear. (No determinado)	<u>Introducción de nuevas entidades</u> (Steffen et al., 2015) Sustancias nuevas o nuevas formas de las sustancias existentes. (No determinado)	

Anexo 2: Marco metodológico de los límites identificados a nivel global

En esta sección se realiza una revisión general sobre cómo otros trabajos han hecho el downscaling de los límites planetarios a nivel nacional y continúa con una síntesis metodológica para cada uno de los límites planetarios por separado.

i. Marco metodológico general

Cuatro elementos son importantes de considerar al momento de hacer el downscaling de los límites planetarios a nivel nacional. Estos son:

- Seleccionar los límites planetarios, las variables operacionales y del umbral global que se va a utilizar.
- Definir el enfoque de acuerdo con la escala espacial a la cual cada límite se manifiesta.
- Definir la dimensión temporal.
- Definir la forma en la que se va a distribuir el “presupuesto”.

Selección de los límites planetarios, de las variables operacionales y del umbral global

La selección de los límites planetarios a los que se les aplicará el downscaling depende únicamente de los objetivos de cada estudio y de la disponibilidad de información y datos para poder evaluar el estado en el que el país de encuentra con respecto al límite. Para esto, lo primero que hay que hacer es definir las variables operacionales que representan a cada límite planetario. Una de las alternativas más simples para seleccionar las variables operacionales es utilizar las que se han utilizado en otros estudios (ver Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). Otra alternativa es la aplicación de marcos conceptuales que identifiquen la cadena causa-efecto entre cada variable operacional con su respectivo límite planetario (Huang et al., 2020). El marco conceptual DPSIR (por sus siguientes siglas en inglés Driving Forces – Pressures – States – Impacts – Responses) ha sido ampliamente utilizado para la identificación de indicadores ambientales (Patrício et al., 2016) y ha sido una herramienta útil para identificar las variables operacionales durante el proceso de downscaling (Dao et al., 2018; Huang et al., 2020; Nykvist et al., 2013).

DPSIR provee una perspectiva sintética para evaluar los procesos ambientales y sus relaciones con las actividades humanas. Además, permite identificar aquellos límites planetarios que tienen los mismos impulsores y presiones, lo cual es útil para priorizar los límites que se decidan evaluar (Nykvist et al., 2013). DPSIR clasifica a las variables en cinco categorías diferentes y asume que las variables que pueden ser controladas directamente a través de cambios socio-económicos y culturales son aquellas que se encuentran en la categoría Impulsores y/o presión (Figura 32), de aquí que sean estas las que debieran seleccionarse para cada límite planetario (Nykvist et al., 2013).

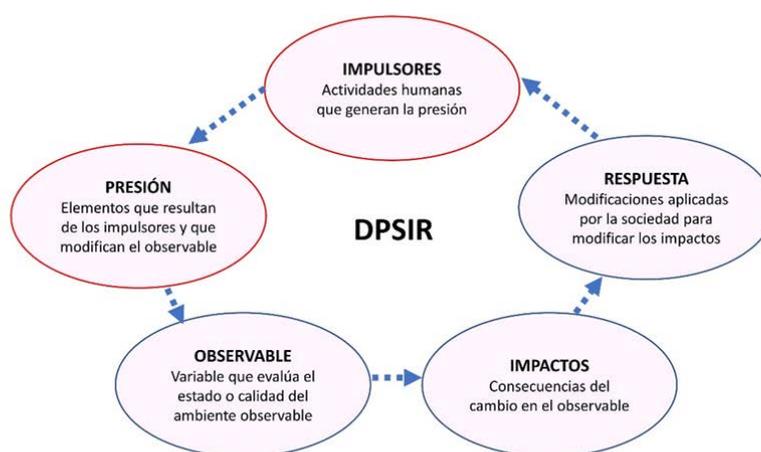


Figura 32 Perspectiva sintética evaluar los procesos ambientales y su relación con las actividades humanas.

En borde rojo se resaltan las categorías en las que se encuentran las variables que pueden ser modificadas directamente por los humanos. Modificado de (Patrício et al., 2016).

El valor del umbral que otros trabajos han utilizado para hacer el downscaling de cada límite planetario puede provenir de literatura (e.g. los valores propuestos por (Rockström et al., 2009b; Steffen et al., 2015) o de los valores acordados nacional y/o internacionalmente. Por ejemplo, para realizar el downscaling de la pérdida de biodiversidad a nivel nacional en Suecia, el umbral utilizado se basó en las metas Aichi de biodiversidad de la convención sobre biodiversidad biológica (Dao et al., 2018).

Definir el enfoque de acuerdo con la escala espacial a la cual cada límite se manifiesta

Los límites planetarios se pueden categorizar en procesos sistémicos o agregados según la escala espacial a la que se manifiestan (Rockström et al., 2009b). Lo anterior es relevante ya que influye en la forma en la que se debiese realizar el downscaling de los límites planetarios. Los procesos sistémicos (también llamados límites verdaderamente globales (Nykvist et al., 2013) involucran a aquellos límites planetarios que se manifiestan a escala global (e.g. cambio climático y acidificación de los océanos) (Rockström et al., 2009b). En los límites que se encuentran en esta categoría, las actividades humanas introducen una perturbación directa sobre un componente del sistema planetario (e.g. atmósfera, océano) (Lucas y Wilting, 2018) y no importa el lugar desde donde se ejerce la presión, ya que los contaminantes se mezclan a nivel global fácilmente (Fang et al., 2015; Lucas y Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013). En este contexto, el downscaling de los límites planetarios se puede realizar de forma sencilla a través de un enfoque top-down (Fang et al., 2015; Lucas y Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013). Por el contrario, los procesos agregados involucran a los límites planetarios que son espacialmente heterogéneos (e.g. el uso de agua dulce, el uso de suelo) que cuando se agregan pueden afectar la resiliencia del planeta. En los límites que se encuentran en esta categoría el lugar desde dónde se ejerce la presión importa (Rockström et al., 2009b; Steffen et al., 2015).

El downscaling de los límites planetarios que son agregados es más complicado. Al ser espacialmente heterogéneos, determinar un umbral a escala local a través de un enfoque bottom-up es más apropiado (Fang et al., 2015; Kahiluoto et al., 2015a; Lucas y Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013). Sin embargo, para usar un enfoque bottom-up se requiere con los datos que permitan calcular el umbral de los límites ambientales, los cuales no siempre están disponibles (Hoff et al., 2014; Nykvist et al., 2013). Por lo anterior, la mayoría de los trabajos han asumido un enfoque top-down en límites ambientales que son agregados (e.g. el del uso de agua dulce) (ver Tabla 15). Otra alternativa que se ha utilizado es, más que adoptar un enfoque top-down o bottom-up, simplemente evaluar cuán lejos o cerca está el impacto que la nación ha generado de un determinado límite ambiental con respecto al valor acordado a través de acuerdos nacional o internacionales (Cole et al., 2014; Huang et al., 2020) (Tabla 15), nos referiremos a este enfoque como “Objetivo de Política Pública”. Este enfoque puede resultar particularmente útil para temáticas cuyo impacto es principalmente local, esto sucede de manera relevante para el acceso al agua dulce, la contaminación atmosférica por aerosoles, etc.

Tabla 15. Síntesis de la metodología que otros trabajos han utilizado para hacer el downscaling a nivel nacional de cada uno de los límites ambientales planetarios.

Los números representan un trabajo diferente. 1: (Nykqvist et al., 2013) – 2: (Hoff et al., 2014) – 3: (Cole et al., 2014) – 4: (Dao et al., 2015) – 5: (Dao et al., 2018) – 6: (Lucas y Wilting, 2018) - 7: (Huang et al., 2020) – 8: (Kahiluoto et al., 2015b) - 9: (Fanning y O’Neill, 2016) – 10: (Fang et al., 2015) – 11: (O’Neill et al., 2018).

	Cambio climático	Cambios en el uso de suelo	Ciclo del fósforo	Ciclo del nitrógeno	Uso de agua dulce	Acidificación del océano	Pérdida en biodiversidad	Agotamiento del ozono estratosférico	Carga de aerosol atmosférico
Enfoque que se utiliza									
Top-down	1,2,4,5,6,9,10,11	1,2,4,5,6,7,9,10,11	4,5,6,7,9,11	1,4,5,6,7,9,11	1,2,7,9,10,11	4,5			
Bottom-up			1,8	8			6,4,5		
Compara cuanto se emite vs el límite del país acordado por acuerdos nacionales y/o internacionales u opiniones de expertos	3,7	3	3	3	3	7	3,4,5	3	3
Dimensión temporal									
Yearly budget	1,2,3,7,9,10,11	1,2,3,4,5,6,7,9,10,11	1,4,5,3,6,7,8,9,11	1,3,4,5,6,7,8,9,11	1,2,3,7,9,10,11		3,4,5,6	3	3
Budget over time	4,5,6					4,5			
Principio que se utiliza									
Equal share (puede ser per cápita o territorial)	1,2,3,4,5,6,9,11	1,2,6,11	6,7,9,11	1,6,7,9,11	1,2,11	4,5	6		
Grandfathering	6	6	6	6			6		
Equal cumulative per capita	6	6	6	6			6		
Ability to pay	6		6	6			6		
Development Rights	6		6	6			6		
Resource efficiency			6	6					
Hybrid allocation (puede según el tamaño población o de superficie)	10	4,5,10	4,5	4,5	7,10				
Mantiene el mismo porcentaje del límite global pero con respecto al total de la nación		1,7,9			1,9				
Se calcula el valor total del país, sin considerar un principio de asignación	3,7	3	3,8	3,8	3	7	3,4,5	3	3

Definir la dimensión temporal

(Dao et al., 2015) propusieron que para asignar el presupuesto de las variables operacionales que se utilicen para hacer el downscaling de cada límite planetario se puede adoptar una perspectiva temporal. Sin embargo, dependiendo de la escala temporal que se considera para distribuir el presupuesto, las variables operacionales se podrían analizar de dos formas posibles: en forma anual (yearly budgets) o dividir el presupuesto a lo largo de una escala temporal más amplia (budgets over time). En el caso de los yearly budgets, el límite global es idéntico cada año siempre que se preserve el capital. No se considera el pasado ni el futuro porque el uso del recurso no se altera a un periodo posterior (e.g. las pérdidas de nitrógeno y fósforo). Por el contrario, en los budgets over time, el límite global varía cada año de acuerdo con el crecimiento de la población ya que una cantidad finita del presupuesto se comparte entre los beneficiarios del pasado, presente y futuro. En este contexto, cuando una variable operacional se considera como un budget over time, la tasa de uso del presupuesto es clave ya que no se puede renovar. Entonces, el presupuesto se puede usar rápidamente o no, pero una vez que se ha utilizado todo el presupuesto la presión no se puede seguir ejerciendo (e.g. emisión de gases de efecto invernadero).

Es importante destacar que todos los límites planetarios podrían evaluarse con cualquiera de las dos formas, ya que la selección de la dimensión temporal a considerar está puramente relacionada con la variable operacional seleccionada y no con otro fundamento (Dao et al., 2015). De hecho, la mayoría de los trabajos que han hecho el downscaling de los límites planetarios a nivel nacional, los han analizado como yearly budgets (Tabla 15).

Definir la forma en la que se va a distribuir el presupuesto

Para que la distribución del presupuesto sea equitativa entre las diferentes naciones existen distintos principios de asignación basados en la igualdad, responsabilidad, capacidad, derecho al desarrollo, rentabilidad y soberanía (ver Lucas y Wilting, 2018) para una explicación detallada de cada principio de asignación). La mayoría de los trabajos han distribuido el presupuesto basado en el principio de igualdad a través de una asignación “equal share”, la cual puede ser per cápita o por área de territorio (Tabla 15). El enfoque equal-share representa una asignación directa del límite global a las personas o al área de territorio. Para esto, lo que se hace es dividir el valor del límite global por el tamaño global (poblacional o territorial) y luego, multiplicarlo por el tamaño de la nación (Dao et al., 2015; Nykvist et al., 2013). Otra alternativa que se ha utilizado para distribuir el presupuesto es a través de un “hybrid-allocation” (Tabla 15). El hybrid-allocation es prácticamente igual al equal-share y también puede ser per cápita o por área de territorio. La única diferencia está

en donde se hace la asignación primero (a las personas / área de territorio o a la nación). En que el “hybrid-allocation” representa una asignación indirecta del límite global al asignar el límite global a los países primero (basado en una proporción calculada para un año de referencia fijo), luego a las personas o al área de territorio, por país. Para esto, se calcula el porcentaje del tamaño de la nación (poblacional o territorial) con respecto al tamaño global. Luego, el límite ambiental de la nación corresponde al porcentaje que la nación representa respecto al mundo (Dao et al., 2015).

También hay trabajos que no han aplicado ninguno de los principios anteriormente señalados. Mas bien, lo que han hecho es, para aquellos límites planetarios en los que el umbral está cuantificado en porcentajes, asumir que el país puede ejercer el mismo porcentaje de presión que se ejerce a nivel global, pero con respecto al total que la nación tiene. Otros, simplemente han calculado la presión total que ejerce el país de cada límite planetario y ese valor lo comparan con el valor proveniente de algún acuerdo nacional y/o internacional (Tabla 15).

ii. Flujos Biogeoquímicos: Nitrógeno

Originalmente, el ciclo del nitrógeno es clasificado como un proceso agregado (Rockström et al., 2009a) en el cual un enfoque bottom-up debiese ser el más apropiado. Sin embargo, producto de la baja disponibilidad de datos, la mayoría de los otros trabajos que han realizado el downscaling del nitrógeno lo hecho a través de un enfoque top-down (Tabla 15).

Diferentes metodologías se han aplicado para hacer el downscaling del nitrógeno a nivel nacional (Tabla 15). De aquellos trabajos que han hecho el downscaling del nitrógeno a través de un enfoque top-down han utilizado el límite global propuesto por Rockström et al., (2009a) o el propuesto por Steffen et al., (2015), los cuales están asociados a la cantidad de nitrógeno total por año que tolera la biósfera. Sin embargo, el uso del nitrógeno está principalmente asociado con los cultivos. En este contexto, Huang et al., (2020) convirtieron el valor del límite global propuesto por Steffen et al., (2015) a superficie de agricultura. Por otra parte, Dao et al., (2015) calcularon el límite global de la pérdida de nitrógeno. Principalmente dos variables operacionales se han utilizado para hacer el downscaling del nitrógeno a nivel nacional. Algunos han utilizado la cantidad de N₂ utilizado en fertilizantes (Algunaibet et al., 2019; Cole et al., 2014; Hoff et al., 2014; Nykvist et al., 2013; O’Neill et al., 2018); mientras que otros, la pérdida de N (leaching) al ambiente por la agricultura (Dao et al., 2015; Kahiluoto et al., 2015a) (Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). En cuanto a la dimensión temporal, existe un consenso en la dimensión temporal del límite del

nitrógeno ya que en todos los casos el límite planetario del nitrógeno se ha considerado como un presupuesto anual (Tabla 15). Para hacer la distribución del presupuesto se han utilizado principalmente el principio “equal share” y el “hybrid-allocation” (Tabla 15).

iii. Flujos Biogeoquímicos: Fósforo

Al igual que el ciclo del nitrógeno, el ciclo del fósforo es originalmente clasificado como un proceso agregado (Rockström et al., 2009a) en el cual un enfoque bottom-up debiese ser el más apropiado. Sin embargo, producto de la baja disponibilidad de datos, la mayoría de los otros trabajos que han realizado el downscaling del fósforo lo hecho a través de un enfoque top-down (Tabla 15).

El ciclo del fósforo está adentro de la categoría de los ciclos biogeoquímicos (Rockström et al., 2009a). En consecuencia, los estudios han hecho el downscaling del ciclo del fósforo son los mismos estudios que han hecho el downscaling del ciclo del nitrógeno (Tabla 15). En consecuencia, la forma en la que los otros estudios han hecho el downscaling del fósforo a nivel nacional es similar a la forma en la que se ha realizado el downscaling del nitrógeno (Tabla 15). De aquellos trabajos que han hecho el downscaling del fósforo a través de un enfoque top-down han utilizado el límite global propuesto por Rockström et al., (2009a) o el propuesto por Steffen et al., (2015), los cuales están asociados a la cantidad de fósforo total que se puede aplicar en cultivos por medio de fertilizantes. En este contexto, Huang et al., (2020) convirtieron el valor del límite global propuesto por Steffen et al., (2015) a superficie de agricultura. Por otra parte, y basado en los valores propuestos por Rockström et al. (2009), Dao et al., (2015) recalcularon el valor del límite global del fósforo en base a la relación aparente entre la cantidad de fósforo global que se usa en fertilizantes y la escorrentía global del fósforo. La cantidad de fósforo aplicado en los fertilizantes es la principal variable operacional que se ha utilizado en para hacer el downscaling del fósforo a nivel nacional (Dao et al., 2018, 2015; Fanning y O’Neill, 2016; Huang et al., 2020; Kahiluoto et al., 2015b; O’Neill et al., 2018) (Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). Al igual que con el límite del nitrógeno, existe un consenso en la dimensión temporal para hacer el downscaling del límite del fósforo, ya que en todos los casos se ha considerado como un presupuesto anual (Tabla 15). Para hacer la distribución del presupuesto se han utilizado principalmente el principio “equal share” y el “hybrid-allocation” (Tabla 15).

iv. Agotamiento del Ozono estratosférico

La protección de la capa de ozono de la tierra inicia gracias a la firma del Protocolo de Montreal en 1987, un acuerdo ambiental internacional donde se fijó la meta de eliminación del uso de sustancias que agotan la capa de ozono (SAO) (PNUD, 2017). Este límite planetario tiene estrecha relación con el Protocolo de Montreal, por lo tanto, la forma en que se han calculado los niveles para el control de las sustancias que agotan la capa de ozono (SAO) hacen referencia lo establecido en el (PNUMA, 2016) para cada “Parte” que haya firmado el contrato. En él, se señala que cada “Parte” debe determinar el cálculo de los niveles de cada grupo de sustancias que agotan la capa de ozono según (PNUMA, 2016):

- a. Producción mediante:
 - a. La multiplicación de su producción anual de cada ozono que se indica respecto de esas sustancias en lo establecido en el Manual.
 - b. La suma, respecto de cada grupo de sustancias, de las cifras resultantes.
- b. Importaciones y exportaciones, respectivamente, aplicando, mutatis mutandis, el procedimiento establecido en el inciso a) del Manual
- c. Consumo, sumando sus niveles calculados de producción y de importaciones y restando su nivel calculado de exportaciones, según se determine de conformidad con los incisos a) y b) del Manual.

Para evaluar los resultados en el tiempo, el Protocolo de Montreal posee grupos de consultores que deben entregar informes periódicos de la situación. El Grupo de Evaluación Científica, debe hacer seguimiento a todo lo que pasa en la atmósfera con la capa de ozono, y monitorear la situación en el tiempo. Existe también el Grupo de Evaluación técnico-económica, el cual asesora a las Partes sobre la eliminación de sustancias dañinas en el mundo, a través del comportamiento del mercado. Y por último el Grupo de Evaluación Ambiental que debe mantener informada a las Partes sobre novedades científicas importantes que se produzcan cada año (PNUMA, 2016).

Este límite planetario fue fijado considerando la importancia del ozono estratosférico para filtrar la radiación ultravioleta proveniente del sol. Así también, fue definido para evitar efectos graves e irreversibles de la radiación UVB en la salud humana y en los ecosistemas. La variable a controlar es la concentración de O₃ estratosférico (Unidades Dobson UD), donde la meta definida originalmente (Rockström et al., 2009b) fue la reducción bajo un 5% de la concentración de O₃ a partir del nivel industrial de 290 unidades Dobson, es decir que las concentraciones de O₃ no sea menor a 276 UD. En 2015, (Steffen et al., 2015) afirmaron y mantuvieron la variable de control original.

Como resultado de la firma del Protocolo de Montreal, la humanidad tuvo éxito en invertir la tendencia respecto al límite del ozono estratosférico en los años 1990s. Desde su adopción en 1987 y a partir de finales de 2014, se ha eliminado más del 98% de las SAO controladas, lo que ha ayudado a revertir los daños causados a la capa de ozono (PNUD, 2017). Este límite solo se transgrede sobre la Antártida en la primavera austral, cuando la concentración de O₃ desciende a unas 200 UD (Steffen et al., 2015), pese a esto, la concentración mínima de O₃ se ha mantenido estable durante 15 años y se espera un aumento de la concentración en las próximas décadas (Steffen et al., 2015). Dado esto, este caso representa un ejemplo en el que después de que traspasar un límite, la humanidad ha tomado medidas efectivas para devolver el proceso dentro del límite seguro. Así también, representa un caso de éxito a nivel mundial en acuerdos ambientales internacionales.

Cole et al. (2014) consideraron los siguientes elementos para desarrollar el downscaling del agotamiento del ozono estratosférico a nivel nacional. El enfoque que se utilizó fue evaluar el impacto de la nación respecto al valor acordado a través de un acuerdo internacionales (ver sección 3.1), en este caso por el Protocolo de Montreal. La dimensión temporal utilizada fue la de "Yearly Budget". Y el principio de distribución se realizó calculando el valor total del país, sin considerar un principio de asignación (Tabla 15). Se ha realizado un downscaling a nivel nacional en Sud-Africa (Cole et al., 2014) y a nivel sectorial en Estados Unidos (Algunaibet et al., 2019) y en la Unión europea (Ryberg et al., 2018) (Tabla 1).

v. Cambio Climático

El límite global de Cambio Climático es uno de los más estudiados a nivel global, y corresponde a uno de los límites planetarios denominados sistémicos, ya que las alteraciones a estos procesos se manifiestan a escala global (Nykvist et al., 2013). Este límite global, según la definición de Rockström et al. (2009), posee dos umbrales críticos, los cuales están dados por los parámetros de Concentración atmosférica de dióxido de carbono y forzamiento radiativo. El límite de concentración atmosférica de dióxido de carbono fue fijado por los autores en 350 p.p.m., y el forzamiento radiativo en +1 W/m² considerando los valores requeridos para mantener el aumento de la temperatura global en un máximo de 2°C.

Para fijar este límite se consideraron los feedback generados por elementos como la disminución de las cubiertas de hielo, y los cambios esperados en la distribución de la vegetación, que aceleran el aumento de temperatura a partir de aumento en las concentraciones de gases de efecto invernadero más allá de lo esperado inicialmente. Por otro lado, se consideró como un criterio indispensable asegurar la permanencia de las grandes placas de hielo polar, para las cuales se ha estudiado que existe un umbral crítico

de concentración de CO₂ entre las 350 y las 550 p.p.m., por lo que se propone el valor de 350 p.p.m. como un valor relativamente conservador (Rockström et al., 2009b).

Más recientemente, Steffen et al. (2015), mantienen el límite en 350 p.p.m, sin embargo, proponen limitar el rango de incertidumbre sólo hasta 450 p.p.m, basados en los cambios que ya pueden observarse en los sistemas terrestres considerando las concentraciones de la variable control (promedio anual de concentración de 399 p.p.m de CO₂ al 2014), como eventos meteorológicos extremos, derretimiento de cubiertas de hielo y cambios en los patrones de circulación atmosférico.

Actualmente, este límite es uno de los límites planetarios que se encuentra sobrepasado. En Rockström et al., (2009) ya se había señalado que la concentración de CO₂ era de 387 p.p.m, mientras que en 2019 fue de 409.8 +-0.1 p.p.m (“State of the Climate in 2019,” 2020), y en abril de 2021 alcanzó valores de 416 p.p.m (medición correspondiente a observatorio Mauna Loa, NOAA). Las consecuencias en el sistema terrestre que se han atribuido a esta variable lo hace uno de los principales objetivos de políticas públicas para frenar el cambio global. Los estudios que han realizado downscaling de este límite planetario se presentan en la Tabla 15. Al ser un límite sistémico, como se mencionó anteriormente (ver Sección 3.1), es posible realizar el downscaling a través de un enfoque top-down, considerando el límite global y asociando a partir de ello un valor nacional (Dao et al., 2018, 2015; Fang et al., 2015; Fanning y O’Neill, 2016; Hoff et al., 2014; Lucas y Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013; O’Neill et al., 2018). Dentro de los principios que se utilizan, para este límite es comúnmente utilizado el principio de *Equal share* (Cole et al., 2014; Dao et al., 2018, 2015; Fanning y O’Neill, 2016; Hoff et al., 2014; Lucas y Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013; O’Neill et al., 2018). Este principio se basa en asignar la misma cantidad del recurso (en este caso emisiones) a cada individuo, y puede determinarse a partir del límite global y la población considerada (Dao et al., 2015). El principio de *hybrid allocation* también ha sido utilizado para este límite planetario, aunque con menos frecuencia (Fang et al., 2015).

En cuanto a la escala temporal, se utilizan tanto escalas anuales, *yearly budget* (Cole et al., 2014; Fang et al., 2015; Fanning y O’Neill, 2016; Hoff et al., 2014; Huang et al., 2020; Nykvist et al., 2013; O’Neill et al., 2018), como a escalas de tiempo más amplio, *budget over time*, considerando el mismo (Dao et al., 2018, 2015; Lucas y Wilting, 2018) (Dao y otros, 2015) (Dao, Peduzzi y Friot, 2018) (Lucas y Wilting, 2018).

vi. Uso de Agua Dulce

Desde la introducción del concepto de límite planetario por Rockström et al., (2009), el agua dulce, uno de los 9 límites, ha sido objeto de numerosos estudios donde se ha

revisado o aplicado el límite definido. Bunsen et al., (2021), hicieron una revisión bibliográfica en su publicación “Planetary boundaries for water: a review”, la cual está resumida en la Tabla 16

La Tabla 16 presenta las distintas publicaciones respecto al límite planetario del agua dulce, junto con la variable de control que se está analizando, el espacio operativo seguro de aquella variable de control y el estado actual, al momento de la publicación, de aquella variable.

Tabla 16. Estudios donde se ha definido un límite (planetario y nacional) respecto del uso de agua dulce

Publicación	Variable de control	Espacio operativo seguro	Estado de la variable de control según el análisis
(Rockström et al., 2009b)	Uso consuntivo de agua azul a escala global	$<4.000 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$ $\pm 4.000 \text{ a } 6.000 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$	$\sim 2.600 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$
(Gerten et al., 2013)	Uso antropogénico consuntivo de agua dulce a nivel mundial	$\sim 2.800 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$ $\pm 1.100 \text{ a } 4.500 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$	mayor que $1.700 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$
(Nykvist et al., 2013)	Consumo antropogénico mundial de agua azul	$585 \text{ m}^3\text{cápita}^{-1}\text{año}^{-1}$	8 de los 59 países evaluados superan su asignación
(Hoff et al., 2014)	Uso antropogénico mundial de agua azul	$570 \text{ m}^3\text{cápita}^{-1}\text{año}^{-1}$	17 de los 24 países evaluados superan su asignación
(Cole et al., 2014)	Uso de agua dulce en Sudáfrica	$0,014319 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$	$0,018895 \text{ km}^3\text{año}^{-1}$
(Fang et al., 2015)	Huellas hídricas nacionales	40% del total de recursos hídricos renovables de un país	5 de los 28 países evaluados superan su límite asignado
(Teah et al., 2016)	Consumo de agua dulce	$<20\%$ del agua dulce disponible (2,25 a 2,5 mil millones de $\text{m}^3\text{año}^{-1}$)	2,39 mil millones de $\text{m}^3\text{año}^{-1}$
(O'Neill et al., 2018)	Huella hídrica nacional	$574 \text{ m}^3\text{cápita}^{-1}\text{año}^{-1}$	27 de 141 países evaluados superan su límite asignado

Como se puede observar, tanto la variable de control como su estado y espacio operativo seguro, van a ir cambiando, dependiendo del estudio realizado. Por ejemplo, Cole et al., (2014) basaron su estudio en la comparación de la disponibilidad de agua territorial sudafricana con el consumo de agua territorial, por lo cual utilizó de variable de control el agua total del territorio, sin separarla en consumo per cápita. Por otra parte, Nykvist et al., (2013), Hoff et al., (2014) y O'Neill et al., (2018) buscaron hacer una comparación entre la asignación de límite planetario de agua per cápita a escala reducida, con el consumo de agua a nivel nacional para distintos países.

Rockström et al., (2009) proponen un límite a escala global para el uso consuntivo de agua dulce de manera anual, el cual plantea que, si se excede, se entraría en un rango de consumo “peligroso”, el que no alcanzaría a ser renovable año a año. Por su parte, (Gerten et al., 2013), plantean que el modelo de Rockström posee deficiencias, las cuales pueden ser corregidas a través de una estimación con pequeñas modificaciones, obteniendo así un límite planetario inferior al calculado previamente por Rockström, utilizando las mismas unidades de medida.

Finalmente, Fang et al., (2015) y Teah et al., (2016) plantean un límite planetario en forma de porcentaje del agua dulce disponible, a nivel de país y mundial respectivamente. Ambas publicaciones tienen como objetivo hacer una comparación de la disponibilidad de agua con el consumo de agua en un área delimitada físicamente, en el caso de Fang et al., (2015) la delimitación física corresponde a países, mientras que en el caso de Teah et al., (2016) la delimitación física fue un tramo del río Heihe, ubicado en la República Popular de China.

vii. Cambio en el uso de suelo

En los últimos 40-50 años, la conversión de bosques y otros ecosistemas a superficie agrícola ha ocurrido a una tasa media de 0,8% al año (Rockström et al., 2009a).

El límite global asociado al cambio de uso de suelo es considerado un límite agregado, debido a que constituye un proceso local que encuentra un límite global al considerarlo de manera agregada para todos los territorios. Rockström et al., (2009a) propone como límite planetario que no más del 15% de la superficie terrestre mundial libre de hielo sea convertida a terreno agrícola, con una zona de incertidumbre entre el 15 y 20%.

Este límite es fijado considerando que la conversión de suelo a tierra agrícola es el mayor driver detrás de la pérdida del funcionamiento de ecosistemas y servicios. La expansión de la tierra agrícola a escala global puede amenazar seriamente la capacidad

regulatoria del ecosistema terrestre, afectando el sistema climático y el ciclo hidrológico, como también amenazar a la biodiversidad (Rockström et al., 2009a). Al establecer este límite, Rockström et al., (2009a) considera y reconoce las limitaciones que conlleva esta métrica, dada la estrecha conexión con otros límites, como es el uso de nitrógeno y fósforo, la tasa de pérdida de biodiversidad y el uso de agua dulce, interconexión que también nombra (Fang et al., 2015).

Este límite global presenta varias particularidades que hacen más compleja su estimación y gestión. En primer lugar, si bien se define como un límite agregado a nivel planetario, la distribución de los sistemas productivos depende de cada país y sus condiciones, y es de importancia crítica para la generación de alimento (Rockström et al., 2009a). Dao et al., (2015) proponen ampliar el límite considerando toda antropización del suelo, lo que incluye agricultura, suelo urbano, entre otros. Dado que es un límite que corresponde a una variable de estado, se propone que esta antropización del uso de suelo no debería exceder los 1.936.200 km². Alternativamente, se propone establecer un límite relacionado a un mínimo de superficie de bosques (Fang et al., 2015; Steffen et al., 2015). Fang et al. (2015) plantean que el límite medido a partir de la tierra convertida en agricultura desconoce la importancia del rol de sustento de este uso de suelo, por lo que se cambia a limitar el bosque a un mínimo de 75%.

A partir de lo anterior se fija el límite a nivel global como el área de superficie forestada como un porcentaje de la cubierta original de bosque, manteniendo el límite mínimo de 75% (incertidumbre entre 75 y 54%). A nivel de biomas, este límite considera el porcentaje de área cubierta por bosques en relación con la superficie potencial, fijándose en 85% para el caso de bosques tropicales (incertidumbre 85-60%), 50% para bosque templado (incertidumbre 50-30%), y 85% para el bosque boreal (incertidumbre 85-60%). Actualmente, el valor de la variable control se encuentra en 62%, encontrándose en la zona de incertidumbre (Steffen et al., 2015).

Los estudios que han realizado downscaling para este límite a nivel nacional, han planteado alternativas per cápita o han escalado los mismos límites globales a nivel nacional. Asimismo, están los estudios que han utilizado un enfoque top-down (Dao et al., 2018, 2015; Fang et al., 2015; Fanning y O'Neill, 2016; Hoff et al., 2014; Huang et al., 2020; Lucas y Wilting, 2018; Nykvist et al., 2013; O'Neill et al., 2018).

viii. Pérdida de Biodiversidad

La biodiversidad, tal como su nombre lo indica, corresponde a la diversidad de lo vivo en las distintas escalas de espacio, tiempo y complejidad en que se manifiesta. Además de estos componentes estructurales, la biodiversidad también incluye aspectos funcionales que corresponden a la diversidad de funciones que lleva a cabo lo vivo, así como los

procesos que sustentan y que son esenciales para las personas (Díaz et al., 2018). En otras palabras, la biodiversidad es la diversidad de los vivo y lo que genera lo vivo en su vivir. Es conocido que estamos ante una crisis de la biodiversidad que se manifiesta en una acelerada pérdida de biodiversidad (e.g., Cardinale et al., 2012) cuyos impactos incluyen (ver Cardinale et al., 2012) una reducción en la eficiencia con que se capturan recursos esenciales (e.g., agua, nutrientes, luz, presas), se produce biomasa, y se reciclan nutrientes esenciales. La biodiversidad es asimismo, esencial para la estabilidad y resiliencia de las funciones ecosistémicas en el tiempo y su pérdida puede generar impactos no lineales donde el impacto negativo de su reducción en un principio es relativamente pequeño pero se acelera medida que se sigue perdiendo biodiversidad. En este contexto, la pérdida de biodiversidad puede tener consecuencias negativas importantes para el funcionamiento de la biósfera, existiendo un límite sobre el cuánto podemos perder antes de que la degradación nos lleve a a estados no deseados (e.g. Folke et al., 2004, Barnosky et al., 2012).

La variable control que Rockström et al., (2009a) originalmente definieron para la pérdida de biodiversidad es la tasa de extinción de especies medida como número de extinciones por millón de especies-año y definieron un límite planetario equivalente a una tasa de 10 extinciones por millón de especies por año y una incertidumbre entre 10 y 100 reconociendo que existe un conocimiento incompleto de éste límite planetario. La tasa promedio de extinción de organismos marinos en el registro fósil es del orden de 0.1 a 1 extinción por millón de especie-año (E/MSY) y de 1 (E/MSY) para el caso de mamíferos (Pimm et al., 1995), valor que ha sido posteriormente corregido al alza (1.8-2.0 E/MSY, Barnosky et al., 2012; Ceballos et al., 2015). Sabemos también que el impacto humano ha incrementado estas tasas por un factor de entre 100 y 1000, por lo que un límite en 10 con una incertidumbre entre 10 y 100 asegura que estamos en el límite inferior de la tasa inducida por el impacto humano. Aunque esto es adecuado en términos práctico, es difícil de justificar debido a las incertidumbres respecto de como la pérdida de biodiversidad afecta los procesos ecosistémicos claves y la integridad de la biósfera.

Es en parte debido a la incertidumbre y a la dificultad de llevar este límite a escalas menores (e.g., país) que otros estudios ha sugerido variables de control alternativas. como el porcentaje de ecosistemas en peligro o en estado crítico (Cole et al., 2014), el porcentaje de daño potencial a la biodiversidad por tipo de cobertura de suelo y bioma (Dao et al., 2018, 2015), o la pérdida en la abundancia promedio de las especies (Lucas y Wilting, 2018) o de grupos particulares como aves asociadas a tierras de cultivo (Sayers y Trebeck, 2015).

ix. Carga de aerosoles atmosféricos

Rockström et al., (2009b) identifica la carga de aerosoles atmosféricos como un límite planetario, indicando que su impacto es a nivel regional, dadas las características de este tipo de contaminación. Sin embargo, Rockström et al., (2009b) no pudo definir en esa oportunidad un límite (ver Figura 1). Esto mismo ocurre en trabajos posteriores como el de (Steffen et al., 2015), quienes destacan el impacto en mortalidad humana asociada a la mala calidad del aire, pero solo logran identificar un límite a nivel regional para el sur de Asia, para esto analizaron como variable la Profundidad Óptica del Aerosol (AOD de la sigla en inglés), dado que valores altos de AOD pueden disminuir la incidencia de monzones. Para la mayor parte de los trabajos revisados que han analizado los límites planetarios a escala nacional o subnacional (ver Tabla 1), no identificaron un límite para los aerosoles atmosféricos, solo (Cole et al., 2014) lo aborda usando el enfoque de “objetivo de política pública” guiándose por la normativa nacional de calidad del aire, en particular lo referido a las concentraciones de MP_{10} (Material particulado de diámetro menor a 10 micrómetros), por su parte Ryberg et al., (2020) y Brejnrod et al., (2017) hicieron un Análisis de Ciclo de Vida (LCA de su siglas en inglés) para analizar el impacto de un sector en particular sobre los límites. Dado el foco del presente trabajo, la aproximación de Cole et al., (2014) parece la más idónea, dado que la perturbación del clima regional producto de las emisiones de aerosoles no ocurre en todos los territorios, pero el impacto en la salud y ecosistemas de la contaminación atmosférica si es un problema global, con diferencias territoriales en función de las emisiones y las condiciones de ventilación de cada territorio.

La contaminación atmosférica es actualmente la principal causa de mortalidad prematura ambiental a nivel global. La “Comisión Lancet sobre contaminación ambiental y salud” (Landrigan et al., 2018) estimó que de las 9 Millones de muertes prematuras anuales asociadas a contaminación ambiental, 6,5 millones de las cuales están asociadas a contaminación del aire. Los impactos de la contaminación por aerosoles atmosféricos, son múltiples, siendo los más estudiados aquellos asociados a la concentración de Material Particulado de tamaño menor o igual 2,5 micrómetros de diámetro ($MP_{2,5}$), este contaminante impacta la salud humana en varias formas: Incremento en el riesgo de muerte por enfermedades cardiovasculares y pulmonares, aumento en la incidencia de enfermedades respiratorias, también hay evidencia de incremento en el riesgo de tener cáncer, diabetes, disminución en las funciones cognitivas, aumento en la prevalencia de enfermedades neurodegenerativas, nacimientos prematuros y de bajo peso, riesgo de muerte súbita en lactantes riesgo de enfermedades, etc. Los impactos valorizados de la contaminación ambiental (siendo el principal la contaminación atmosférica) en países de ingresos medio y bajos, representan 2% anuales de pérdida de PIB además de un 7% del gasto en salud (Landrigan et al., 2018). Dados estos antecedentes es más razonable

enfocarse en la variable $MP_{2,5}$ para definir el límite que en MP_{10} , dado que es la fracción más dañina de este último.

La contaminación atmosférica también perturba otros límites ambientales como el Cambio climático⁵, la contaminación del agua dulce y daña ecosistemas; por otro lado, afecta la productividad agrícola, daña patrimonio físico y cultural, entre otros impactos. Por lo que es un problema ambiental de alta importancia, sobre el cual las soluciones para controlarlo ya están disponibles, por lo que son por tanto evitables en una agenda de mediano plazo.

x. Contaminación Química

El límite planetario “Contaminación Química” (Rockström et al., 2009a), fue definido para evitar impactos en la salud humana y en el funcionamiento y resiliencia del ecosistema. Esto, dado que sobrepasar el límite puede incrementar el riesgo de cruzar otros umbrales. Los parámetros a controlar definidos por Rockström et al., (2009a) fueron emisión la concentración de contaminantes orgánicos persistentes, plásticos, disruptores endocrinos, metales pesados y basura nuclear. Este límite no fue cuantificado o determinado, por lo que no se sabe en qué punto se sobrepasara la “zona segura” planetaria.

En 2015, Steffen y colaboradores actualizaron los límites planetarios, donde al límite “contaminación química” se le cambió el nombre a “Introducción de Nuevas Entidades” (en inglés “Introduction of novel entities”). Donde se definió a las nuevas entidades como nuevas sustancias, nuevas formas de sustancias existentes y formas de vida modificadas que tienen el potencial de producir efectos geofísicos y/o biológicos no deseados. La introducción antropogénica de nuevas entidades al ambiente es un asunto de preocupación a nivel global cuando estas sustancias son (i) persistentes, (ii) se mueven a través de distintas escalas con la consiguiente distribución generalizada por la tierra y (iii) pueden generar impactos potenciales en procesos o subsistemas vitales para el planeta (Steffen et al., 2015).

Dado que en los últimos años se ha aumentado el debate sobre los efectos a escala mundial de la contaminación química, se han definido criterios para identificar los tipos de sustancias químicas que pueden ser problemáticas a nivel mundial. Es por esto que Persson et al., (2013) (citado en Steffen et al., 2015) propusieron que hay tres condiciones que

⁵ Las emisiones de Hollín (Black Carbon), que es una de las formas del $MP_{2,5}$, pese a permanecer en la atmósfera días tiene un potencial de calentamiento global(GWP) 900 veces mayor al CO_2 en una escala de tiempo de 100 años y 3.200 a 20 años (Myhre et al., 2013)

deben cumplirse para que una sustancia química suponga una amenaza para el sistema terrestre:

1. que la sustancia química tenga un efecto perturbador desconocido en un proceso vital del sistema terrestre;
2. que el efecto perturbador no sea descubierto hasta que se convierta en un problema y
3. que el efecto no es fácilmente reversible.

Esta propuesta ha sido utilizada como base para identificar escenarios químicos de contaminación que cumplan con estas condiciones y como el paso siguiente para señalar perfiles químicos que se ajusten a los escenarios propuestos. Dado esto, es que la propuesta de Persson et al., (2013) constituye un primer intento de añadir una perspectiva de la tierra como un sistema ya que evalúa el peligro y el riesgo de sustancias químicas y ofrece una visión para un enfoque sistemático de una situación de gestión compleja con muchas incógnitas.

A pesar de los avances en el desarrollo de un enfoque orientado a reconocer la tierra como un sistema, y sumado la amenaza potencial de creación de nuevas entidades que puedan perturbar el funcionamiento del planeta, es que se ha hecho muy complejo definir un límite planetario. Aún no existe un análisis agregado a nivel global de la contaminación química en el que se pueda basar una variable de control o un valor límite. Así también, puede ser poco útil definir valores límite y variables de control para un límite planetario tan complejo de identificar (Steffen et al., 2015).

xi. Acidificación del océano

Originalmente, la acidificación de los océanos es clasificado como un proceso sistémico (Rockström et al., 2009a) en el cual un enfoque top-down debiese ser el más apropiado. Los límites globales de este límite están asociados al estado de saturación de aragonita preindustrial (Anexo 1: Caracterización de los límites planetarios). Sin embargo, el downscaling de la saturación de la aragonita no se puede hacer directamente a una escala local (Huang et al., 2020). En este contexto, los estudios que han hecho el downscaling han utilizado la equivalencia que hay entre el límite global de la concentración de aragonita con las emisiones de CO₂ necesario para mantener la concentración de aragonita en los niveles propuestos por Rockström et al., (2009a). Por lo tanto, el límite global de la acidificación de los océanos que se ha utilizado para hacer el downscaling está asociado a las emisiones de CO₂ (Dao et al., 2018, 2015; Huang et al., 2020). De los trabajos revisados, y que han hecho el downscaling de los límites planetarios a nivel nacional, solo tres han hecho el downscaling de la acidificación del océano (Tabla 1). Este downscaling se ha hecho a través de un enfoque top-down (Dao et al., 2018, 2015), así como también se ha comparado el estado

de la variable a nivel nacional con respecto a los valores acordados por acuerdos internacionales (Huang et al., 2020). En cuanto a la dimensión temporal, existe un consenso en la manera para distribuir el presupuesto, ya que en todos los casos el límite planetario de la acidificación de los océanos se ha considerado como un presupuesto anual (Tabla 15). Para hacer la distribución del presupuesto se han utilizado principalmente el principio “equal share” (Tabla 15).

xii. Pesquerías

A diferencia de los otros límites previamente descritos, el límite de las pesquerías no ha sido previamente definido como un límite planetario. Por lo tanto, no se puede definir una metodología de downscaling. A pesar de lo anterior, las pesquerías han sido previamente descritas como un límite nacional en Sudáfrica y la variable operacional que se ha utilizado para definir el límite es el estado de la población de las especies que son extraídas por la pesca (Cole et al., 2014). En este contexto, Cole et al., (2014) definieron cómo límite nacional que Opesquerías pueden estar colapsada / agotada.

Anexo 3: Antecedentes y metodología para las simulaciones de “una nueva forma de crecimiento”

i. Medidas Simuladas en (BID,2021) para lograr la carbono neutralidad de Chile.

En la siguiente tabla se presenta un listado de las medidas modeladas en (BID,2021), sin negrita se muestran las medidas analizadas en la estrategia de mitigación NDC y con negrita se indican las medidas adicionales agregadas a la estrategia NDC+.

Tabla 17. Acciones contempladas para alcanzar la carbono neutralidad al 2050.

Sector	Transformación sectorial	Acción
Generación eléctrica	Retiro de centrales a carbón	Retiro de centrales de carbón al 2030
	Retiro de centrales de gas natural	Retiro de centrales de gas natural al 2050
Transporte	Electromovilidad	Vehículos particulares: 58% a 2050 Taxis: 100% a 2040 Transporte público: 100% a 2040
	Hidrógeno	85% transporte de carga a 2050 10% aviación a 2050
	Cambio modal a transporte público	Cambio modal a transporte pública 10% desde transporte privado
	Bicicleta	10% desde transporte privado
	Teletrabajo	10% desde transporte privado
Comercial	Electrificación de usos finales	70% de demanda al 2050
Industria y minería	Sistemas solares térmicos	46% en industrias varias al 2050 30% en minería de cobre al 2050
	Hidrógeno: Usos en procesos térmicos	3% en industrias varias 10% en industria acero (+ 10% biomasa)
	Hidrógeno: Usos motrices	37% para minería rajo abierto al 2050 8% minera subterránea al 2050 12% industrias varias al 2050 21% minas varias al 2050
	Electrificación de usos motrices	88% en “Industrias varias” al 2050 74% en sector “minas varias” al 2050
	Electrificación de usos cobre	57% en uso final bajo cielo abierto
Residencial	Calefacción eléctrica residencial	72% casas al 2050 89% departamento al 2050
	Electrificación cocción	36% casas al 2050 35% departamento al 2050
	Sistemas solares térmicos (SST)	80% ACS en casas 80% ACS en departamentos
	Reacondicionamiento térmico	6.197.750 casas
IPPU	Control del consumo de HFC	Según la enmienda de Kigali
Economía circular	Biogás	Captura y combustión de biogás en rellenos sanitarios
	Tratamiento de aguas servidas	Nuevas plantas de tratamiento de aguas servidas
	Nuevas plantas de Compostaje	60% de compostaje de residuos orgánicos
Agricultura	Cambio de dieta bovina	Cambio dieta bovina

Sector	Transformación sectorial	Acción
	Biodigestores	Biodigestores
	Uso eficiente de fertilizantes	Uso eficiente de Fertilizantes
	Agricultura regenerativa (aplicación enmienda orgánica)	10% de la superficie de cultivos anuales utilizan enmienda orgánica al 2040.
	Cambio dieta nacional	Reducción del consumo de carne bovina al 2050 (10%)
	Manejo holístico de ganado	Manejo holístico de ganado
Bosques y biodiversidad	Planes de manejo forestal	Aumento en 350.000 ha la superficie bajo Planes de Manejo al 2050
	Forestación	500.000 ha forestadas al 2050
	Disminución de sustitución y degradación	Reducción en un 25% de la degradación forestal
	Conservación	Aumento zonas de Parques y Reservas Protección de Bosques de Algas Pardas
	Cambio en la matriz de Productos de Madera Recolectada	10% Menos producción de papel, en favor de más madera aserrada

Fuente: (BID, 2021)

ii. Metodología para “Implicancias para el desarrollo agrícola por el cumplimiento de los límites planetarios “

En la siguiente sección se describen las fuentes de información y metodología utilizada para estimar los costos económicos por la pérdida de productividad bajo las dos intervenciones analizadas para llegar al cumplimiento de los límites planetarios de nitrógeno y fósforo. Con el fin de contrastar los resultados de productividad estimados al utilizar las curvas de dosis respuesta de nitrógeno en los cultivos de maíz y trigo (Díaz Valdés et al., 2014; Campillo et al., 2007) con productividades esperadas a nivel nacional, se consultaron las “Ficha de costos del maíz, Región del Maule 2017-2018” y “Ficha de costo del trigo, Región del Biobío - Trigo riego mercado local 2017-2018” (ODEPA, 2018b, 2018a). Las productividades obtenidas en trigo se encontraron dentro de los rangos comparado con ficha de costos. En el cultivo de maíz, las productividades obtenidas estaban por debajo de la referencia, por lo que se multiplicaron todos los resultados por 1,4 (referencia de 140qq/ha). Los resultados se pueden observar en la Figura 26 para el caso del maíz y en la Figura 27 para el cultivo de trigo.

Posteriormente, a partir de estos resultados se estimó el costo económico de la pérdida de productividad en el cultivo de maíz y trigo (ver Figura 28 y Figura 29). Inicialmente, para conocer los ingresos se multiplicó el precio de venta al productor año 2019 (FAO, 2021) por la productividad estimada en el caso de ambos cultivos. El costo económico está dado por la comparación de la productividad de referencia respecto a la productividad estimada de ambas intervenciones para reducir el uso de fertilizantes. A este resultado se le resta el ahorro económico por la disminución en el uso de fertilizantes (Figuras 33 y 34) considerando que la baja en fertilización es proporcional para el uso de nitrógeno, fósforo y potasio. El ahorro en fertilización se calculó al restar la dosis de fertilización base (INIA-INFOR, 2014) menos la dosis de fertilizantes estimadas para llegar al límite planetario, este resultado se multiplicó por el costo unitario de fertilizar usando fertilizantes sintéticos -para el caso de la intervención de reducción de fertilizantes sintéticos-. A ello, se sumó el costo de fertilización orgánica para el caso de intervenir utilizando la mezcla de ambos fertilizantes.

Para calcular el costo unitario de la fertilización en el cultivo de trigo usando fertilizantes sintéticos (CLP/kg nitrógeno), se consideró el precio de los fertilizantes obtenidos de (ODEPA, 2017) llevando los precios al año 2019, y se utilizó el precio de la urea, del superfosfato triple y del sulfato de potasio. A partir de esto, se calculó el precio unitario de cada nutriente (N, P_2O_5 y K_2O). Así también, se consideraron las relaciones óptimas de fertilización NPK obtenidas del Manual de Recomendaciones Cultivo de Trigo (Fundación Chile, 2011). Para el cultivo de maíz se usó como referencia el valor total del uso

de fertilizantes por hectárea de la “Ficha de costos del maíz, Región del Maule 2017-2018” (ODEPA, 2018a).

Así también se consideró el costo de la fertilización orgánica a partir de guano de ave (precio, transporte y mano de obra, 18,789 CLP/m³) (Agricovial S.A, 2020; ODEPA, 2017) al utilizar 12,6 ton/ha de guano en trigo (SAG-INDAP, 2005) y se asumió el doble para maíz dado que la dosis de fertilización nitrogenada utilizada es el doble. Además, se supuso una densidad de 500 kg/m³ del fertilizante orgánico correspondiente al promedio de la densidad del guano de ave (Haggar, 2007) y de residuos sólidos degradados (Jalalipour et al., 2020). Esto, ya que inicialmente (Ayoola y Makinde, 2007) consideraron una mezcla 1:1 de guano de ave con residuos sólidos municipales degradados como el fertilizante orgánico. Este fertilizante orgánico se utilizó para calcular el cambio en el rendimiento dado por el uso de la mezcla de fertilizantes orgánicos e inorgánicos.

Utilizando los datos mencionados con anterioridad se obtuvo como resultado el ahorro económico por disminución de uso de fertilizantes para cumplir con los límites planetarios en el cultivo de maíz

Figura 33 y en el cultivo de trigo Figura 34.

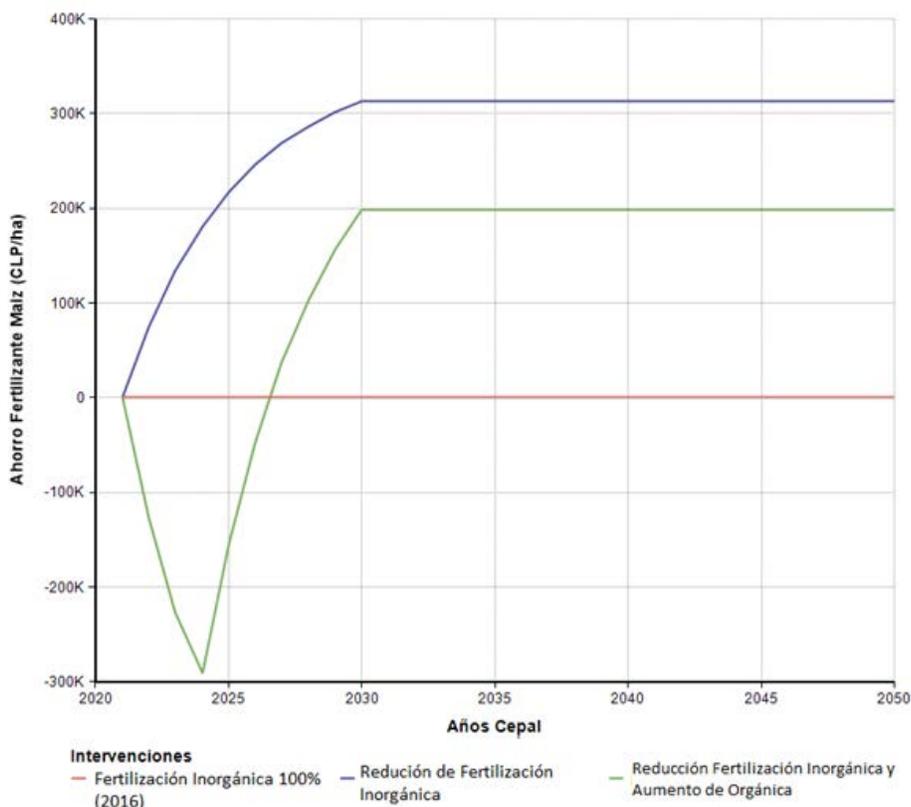


Figura 33. Ahorro económico en el cultivo de maíz por disminución de las dosis de fertilización para cumplir con el límite planetario al año 2030

Fuente: Elaboración propia.

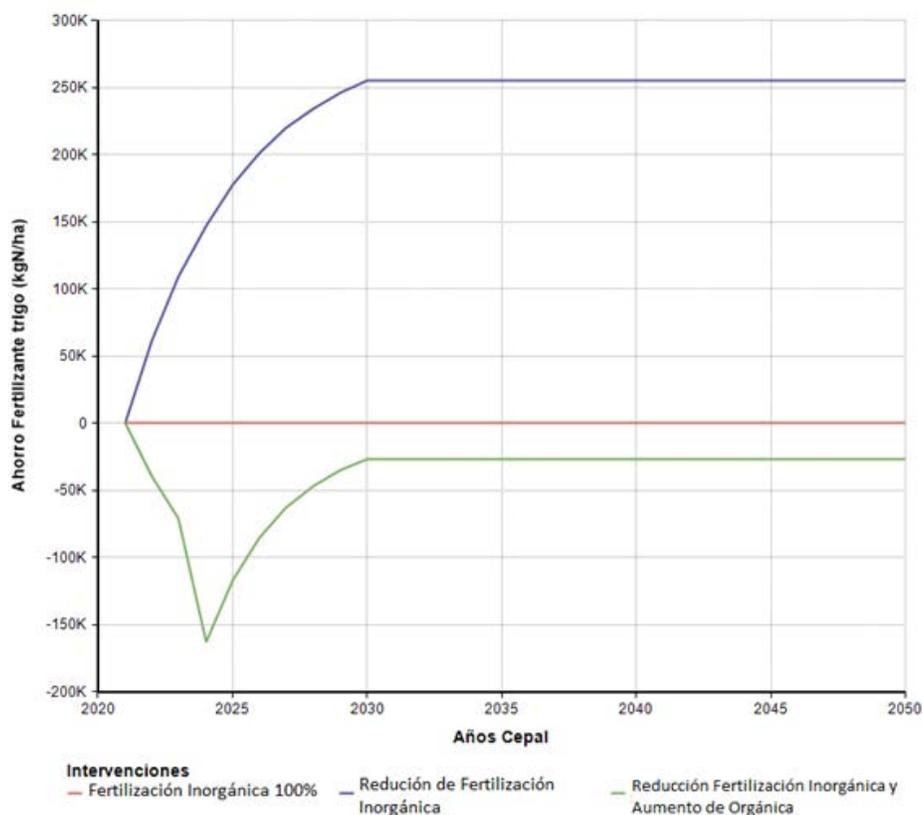


Figura 34. Ahorro económico en el cultivo de trigo por disminución de las dosis de fertilización para cumplir con el límite planetario al año 2030

Fuente: Elaboración propia.

iii. Metodología de estimación de costos de las medidas del sector UTCUTS

Se realizó un análisis económico de las estrategias de mitigación. Para la medida de forestación exótica los costos de inversión fueron calculados mediante una media de los valores entregados por CONAF (2012) de las macrozonas valorizadas, considerando un número de 1100 plantas por hectárea, agregando a este valor, los costos de casilla manual por planta, subsolado a 40 cm y protección contra lagomorfos. Este valor medio entregado por CONAF (2012) fue promediado con el valor de plantación de 7,7 hectáreas de *Eucalyptus nitens* en un predio privado denominado “El Hullo” que facilitó los valores pagados en el año 2006 por forestación exótica. Para los valores de operación de la forestación exótica se consideró los costos de primera poda, primer raleo, asesoría técnica de forestación,

recuperación de suelos degradados, poda y raleo, más una asesoría técnica en terreno, valores entregados por CONAF (2012).

Los valores de ingreso al momento de la cosecha son aquellos del precio base del metro ruma (MR) proporcionado por los propietarios del predio privado “El Hullo” de 30.000 CLP, con una media de producción de 203,13 metros ruma por hectárea de *Eucalyptus nitens*. El valor de la ruma es cercano a los entregados por INFOR (2021) para la especie en las provincias de Biobío e idéntico para la provincia de Concepción, ambas provincias cercanas al sitio del predio ubicado en la comuna de Yungay, Región de Ñuble, por lo tanto, usamos estos valores. Los valores de la inversión de la forestación con especies nativas también se utilizaron a partir de las mismas fuentes de CONAF (2012), las cuales fueron promediadas con los valores por hectáreas entregados en la Licitación 1859-4-LQ21 de CONAF. Los costos de operación de la medida de forestación nativa son los mismos entregados por CONAF (2012) utilizados para la medida de forestación exótica, y para esta medida no se consideran ingresos ya que la cubierta forestal es permanente.

Por otro lado, para los costos de inversión de la medida de aumento de hectáreas bajo manejo forestal, se utilizaron los valores medios de enriquecimiento ecológico, zanja de infiltración, siembra directa, control y eliminación de especies exóticas, cortafuegos, corta combustible y senderos de vigilancia entregados por CONAF (2020). A su vez, para los costos de operación que se dividen en costos contados solamente un año después de la aplicación del plan de manejo, utilizamos los valores de control de especies exóticas y corta sanitaria extraídos de CONAF (2020), otros costos de operación considerados, correspondientes al conjunto de intervenciones silvícolas y actividades de cosecha que permiten cumplir los objetivos establecidos para el uso de un bosque, como también los valores de ingresos por la cosecha de madera nativa fueron sacados de ODEPA (2003), que realizó una proyección de ingresos, costos, y superficie, datos de los cuales se utilizaron las proyecciones para el “año 20”.

Los costos de inversión de la medida de aumento de áreas protegidas fueron calculados en base a la media de los valores por hectárea de las Inversiones privadas en conservación en Chile de MMA, PNUD, & GEF (2010), los costos de operación e ingresos medios fueron extraídos de Toledo (2017) y llevados a valores por hectárea utilizando los datos de área entregados por MMA (2021b). Los valores fueron llevados a valores actuales usando la variación del IPC entregados por INE (n.d.), los valores del dólar y UTM fueron convertidos utilizando los datos medios mensuales entregados por el SII (2021a, 2021b). Los valores de inversión y operación de todas las medidas aumentan un 20% anual hasta 2030, en concordancia con la metodología utilizada por el BID (2021). Finalmente se adoptó una tasa de descuento del 6%.