

ESTUDIOS ECONÓMICOS ESTADÍSTICOS

Evaluación de Servicios Ecosistémicos de
Regulación y Soporte: Una Revisión y
Hechos Estilizados para Chile

Enrique Calfucura

N.º142 Agosto 2024





A contar del número 50, la Serie de Estudios Económicos del Banco Central de Chile cambió su nombre al de Estudios Económicos Estadísticos.

Los Estudios Económicos Estadísticos divulgan trabajos de investigación en el ámbito económico estadístico realizados por profesionales del Banco Central de Chile, o encargados por éste a especialistas o consultores externos. Su contenido se publica bajo exclusiva responsabilidad de sus autores y no compromete la opinión del Instituto Emisor. Estos trabajos tienen normalmente un carácter definitivo, en el sentido que, por lo general, no se vuelven a publicar con posterioridad en otro medio final, como una revista o un libro.

As from issue number 50, the *Series of Economic Studies of the Central Bank* of Chile will be called *Studies in Economic Statistics*.

Studies in Economic Statistics disseminates works of investigation in economic statistics carried out by professionals of the Central Bank of Chile or by specialists or external consultants. Its content is published under exclusive responsibility of its authors and it does not reflect the opinion of the Central Bank. These documents normally are definitives and are not made available in any other media such as books or magazines.

Evaluación de Servicios Ecosistémicos de Regulación y Soporte: Una Revisión y Hechos Estilizados para Chile*

Enrique Calfucura
Banco Central de Chile

Resumen

La medición de servicios ecosistémicos es un tópico de creciente interés para la contabilidad ambiental-económica y las políticas públicas. El presente documento realiza una revisión y análisis de literatura y hechos estilizados relacionados a la medición física y valoración económica de servicios ecosistémicos de regulación y soporte. Nos centramos en tres: 1) servicios de almacenamiento y secuestro de carbono, 2) provisión, regulación y purificación de agua y 3) retención de sedimentos. Este trabajo permite compilar cinco grupos de evidencia. Primero, las experiencias internacionales son heterogéneas y dependen de los ecosistemas presentes y calidad de la información disponible en cada país. Segundo, la estimación de servicios ecosistémicos de regulación y soporte en Chile ha dedicado especial interés en los efectos de cambios en el uso de la tierra y el clima sobre servicios hídricos por medio de modelos biofísicos relativamente complejos. Tercero, variables ambientales y la resolución de las fuentes de información puede tener un impacto relevante en las estimaciones de servicios ecosistémicos de regulación y soporte, lo que implica un trabajo adicional de mejora de información para el país. Cuarto, la heterogeneidad espacial y naturaleza sitio-específica de varios parámetros utilizados en la modelación biofísica implican la necesidad de desarrollar un marco metodológico para analizar los efectos de cambio en calidad (degradación o mejora) sobre servicios ecosistémicos dada. Finalmente, la valoración de los servicios ecosistémicos de regulación debe realizarse desde una perspectiva espacial, dadas las heterogeneidades climáticas, geográficas y socioeconómicas presentes a lo largo del territorio de Chile.

Abstract

The measurement of ecosystem services is a topic of increasing interest for environmental-economic accounting and public policy. This document reviews and analyzes the literature and stylized facts related to the physical measurement and economic valuation of regulating and maintenance ecosystem services. We focus on three features: 1) carbon storage and sequestration services, 2) provision, regulation, and purification of water and 3) sediment retention. The work allows us to highlight five groups of evidence. First, international experiences are heterogeneous and dependant on the kind of ecosystems and quality of the information available for each country. Second, research on the estimation of regulating and maintenance services in Chile has mainly with the impacts of land use change and climate change on water ecosystem services. Third, spatial data resolution and environmental variables may have a significant impact on the estimates of regulating ecosystem services which implies some additional work improving information, assessing variables, calibrating models, and sensitivity analysis. Fourth, the spatial heterogeneity and site-specific nature of many parameters for biophysical modelling requires a methodological framework to evaluate the effects of changes in the quality of the ecosystems over ecosystem services. Finally, the valuation of regulating ecosystem services needs to consider the spatial perspective given the climatic, geographic, and socioeconomic heterogeneities of Chile's territory.

*Las opiniones expresadas son las de los autores y no representan necesariamente las opiniones del Banco Central de Chile o de sus miembros del Consejo. El autor agradece los valiosos comentarios de Felipe Aviles-Lucero, y de un árbitro anónimo. Email: Enrique Calfucura, ecalfucura@bcentral.cl

1. Introducción

Los servicios ecosistémicos son las contribuciones de los ecosistemas a la economía y sociedad en términos de alimentos, materiales de construcción, medicamentos, regulación del clima, prevención de enfermedades, y suministro de aire y agua limpia, y paisajes para propósitos culturales, espirituales y de esparcimiento - entre otros (Mengist et al. 2020). Al respecto, durante la última década se ha extendido el estudio y la medición de los servicios ecosistémicos para fines de investigación, financiamiento y políticas públicas asociados a la conservación y biodiversidad (Hein et al. 2020; HM Treasury UK, 2022). El Panel Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, por sus siglas en inglés) ha destacado el rol que juegan los servicios ecosistémicos en el desarrollo e implementación de soluciones basadas en naturaleza² y pagos por servicios ambientales (IPBES, 2022). Bancos centrales y supervisores financieros están empleándolos como insumos para modelos macroeconómicos y pruebas de tensión del riesgo para evaluar el efecto del cambio en ecosistemas y clima sobre variables económicas y financieras (NGFS, 2021; NGFS 2022). Así mismo, los gobiernos han incorporado poco a poco los servicios ecosistémicos dentro de la evaluación y desarrollo de políticas públicas con el objetivo de compatibilizar crecimiento económico con el cuidado de los ecosistemas (HM Treasury UK, 2022; Harwell et al. 2024).

El presente documento revisa antecedentes y hechos estilizados provenientes de la literatura asociada a la medición de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte para aportar antecedentes que apoyen estos ejercicios en el contexto de la contabilidad ambiental de ecosistemas. Acorde al Sistema de Contabilidad Económica y Ambiental de Servicios Ecosistémicos (SEEA EA, por sus siglas en inglés) de Naciones Unidas, los servicios ecosistémicos se clasifican en tres grandes categorías: 1) servicios de aprovisionamiento, 2) servicios de regulación y soporte, y 3) servicios culturales (Naciones Unidas, 2021). Primero, los servicios de aprovisionamiento corresponden a los productos que se extraen o cosechan directamente desde los ecosistemas tal como alimentos y fibras para uso o consumo humano. Segundo, los servicios de regulación y soporte se relacionan a las condiciones ambientales beneficiosas que disfrutan los seres humanos y otras especies como resultado de la capacidad de los ecosistemas para regular procesos biológicos e influir en los ciclos climáticos, hidrológicos y bioquímicos. Finalmente, los servicios culturales se definen como las cualidades percibidas o reales de los ecosistemas que contribuye al disfrute del patrimonio natural.

Las experiencias heterogéneas de implementación del sistema de contabilidad ambiental-económica en el mundo dan cuenta del desafío de estimar de manera consistente el valor físico y económico de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte (NCAVES, 2021;

² Las soluciones basadas en naturaleza son acciones de conservación sobre los ecosistemas que permiten mitigar el cambio climático a través de acciones que mejoran el secuestro de carbono como el combate a la deforestación o la restauración de ecosistemas (NGFS, 2024a) y el desarrollo de resiliencia climática a través por ejemplo de la provisión por parte de los ecosistemas de barreras protectoras o amortiguadoras para prevenir impactos físicos sobre de eventos tales como incendios, inundaciones o deslizamientos de tierra (NGFS, 2024b).

ONS, 2021; Hein et al. 2020b; MAIA, 2022). Por un lado, la medición de flujos y compilación de cuentas físicas es altamente demandante en información y data a escala local, y generalmente requiere el uso de modelos biofísicos que tienen sus propias particularidades y limitaciones (Calfucura et al. 2023). Por otra parte, la valoración de estos servicios implica desafíos adicionales, ya sea porque la información para valorar no se encuentra disponible, o no existe acuerdo respecto a las metodologías a emplear para ciertos servicios ecosistémicos o el cálculo del valor involucra diseño y análisis ad-hoc para cada servicio y ecosistema a evaluar (Brander et al. 2022).

La siguiente sección describe los servicios ecosistémicos de regulación y soporte. La sección 3 discute los elementos de modelación biofísica de los servicios de almacenamiento, purificación del aire, suministro de agua, retención de sedimentos y purificación de agua. Además, revisa brevemente la experiencia internacional relacionada a cuentas de capital natural. La sección 4 revisa factores que afectan el desempeño de los modelos biofísicos, en particular el impacto de variables ambientales y resolución de las capas de información. La sección 5 analiza los desafíos que implica la evaluación de servicios ecosistémicos de regulación a partir de cambios en calidad de los ecosistemas. La sección 6 discute los alcances y las necesidades que implican la valoración económica de servicios ecosistémicos de regulación. Finalmente, la sección 7 discute las principales conclusiones que pueden extraerse del análisis realizado.

2. Los Servicios Ecosistémicos de Regulación y Soporte

Los ecosistemas se atribuyen a lugares geográficos concretos, y su medición se realiza con conocimiento del lugar en que se encuentran cada uno y sus interrelaciones con otros ecosistemas. Para operativizar el papel que tienen los ecosistemas en la economía, el SEEA EA utiliza la denominación de “activo ecosistémico” como unidad espacial. Naciones Unidas (2022) define los activos ecosistémicos como espacios contiguos de una clase de ecosistema que se caracterizan por un conjunto distintivo de componentes bióticos y abióticos, y sus interacciones.

Las cuentas de flujo de servicios ecosistémicos³ pueden implementarse a través de cuadros de oferta y uso que, en términos ya sea físicos o monetarios, registran los flujos de los servicios intermedios entre activos ecosistémicos, y los flujos de servicios ecosistémicos finales, su uso por parte hogares, empresas y gobierno y resto del mundo. Los flujos de servicios ecosistémicos intermedios – generalmente de regulación y soporte – tienden a operar como insumos en la función de producción para la provisión de servicios de aprovisionamiento y culturales. Por otro lado, las cuentas de activos ecosistémicos registran la información sobre stocks y variaciones en los stocks (adiciones y reducciones) de los activos ecosistémicos. La medición de los cambios en los valores de los activos debidos, por

³ Finisdore et al. (2021) realizan una exhaustiva revisión y comparación de las clasificaciones de servicios ecosistémicos anteriores al SEEA EA. En el caso de Estados Unidos, Harwell et al. (2024) presentan el Sistema Nacional de Clasificación de Servicios Ecosistémicos (NESCS) Plus utilizado por las Agencia de Protección Ambiental de dicho país.

ejemplo, a la mejora, la degradación y la conversión de los ecosistemas se incluye en esta última cuenta. Las Tablas 1 y 2 presentan los esquemas de cuadros de oferta y uso de servicios ecosistémicos, y cuentas de activos ecosistémicos, respectivamente.

Tabla 1. Cuadro de oferta y uso se servicios ecosistémicos

Registros contables	Tipos de unidades económicas						Total
	Sector 1	Sector 2	Sector ...	Consumo del Gobierno	Hogares	Resto del Mundo	
Usos de servicios ecosistémicos							
Servicios de aprovisionamiento							
Servicios de regulación y soporte							
Servicios culturales							
Registros contables							
Registros contables	Tipos de ecosistemas seleccionados						Total
	Bosques	Lagos	Tierras de cultivo	Zonas urbanas	Humedales	Praderas marinas	
Oferta de servicios ecosistémicos							
Servicios de aprovisionamiento							
Servicios de regulación y soporte							
Servicios culturales							

Fuente: Naciones Unidas (2022a).

Tabla 2. Cuenta de activos ecosistémicos

Registros contables	Tipos de ecosistemas simplificados						Total
	Bosques	Lagos	Tierras de cultivo	Zonas urbanas	Humedales	Praderas submarinas	
Valor de apertura							
1. Mejora de los ecosistemas							
2. Degradación de los ecosistemas							
3. Conversiones de los ecosistemas							
4. Otros cambios							
5. Cambio neto en el valor							
Valor de cierre							

Fuente: Naciones Unidas (2022a).

Tanto el cuadro de oferta y uso de servicios ecosistémicos como la cuenta de activos ecosistémicos requieren una definición de los ecosistemas a ser considerados. Naciones Unidas (2021) sugiere considerar la Tipología Nivel 3 de Grupos Funcionales Ecosistémicos como clasificación de ecosistemas para favorecer la comparabilidad de las cuentas ambientales-económicas del SEEA EA entre países. En la práctica, hasta la fecha la mayor parte de los países que han definido ecosistemas para los pilotos de contabilidad ambiental han desarrollado clasificaciones ad-hoc de ecosistemas basadas en geo-data bioclimática y modelos de cobertura y uso de suelo⁴.

Los servicios ecosistémicos de regulación y soporte se asocian con la capacidad que tienen los ecosistemas para regular procesos biológicos e influir en los ciclos climáticos, hidrológicos y bioquímicos, manteniendo condiciones ambientales que benefician a empresas, hogares y Estado (Naciones Unidas, 2021). La Tabla 3 presenta una clasificación de servicios ecosistémicos de regulación y soporte según el marco del SEEA EA 2021 de Naciones Unidas.

⁴ Ver Sayre et al. (2020) para la experiencia en Estados Unidos, Maes (2020) y Chytry (2020) para Europa.

Tabla 3. Servicios Ecosistémicos de Regulación y Soporte según el SEEA EA

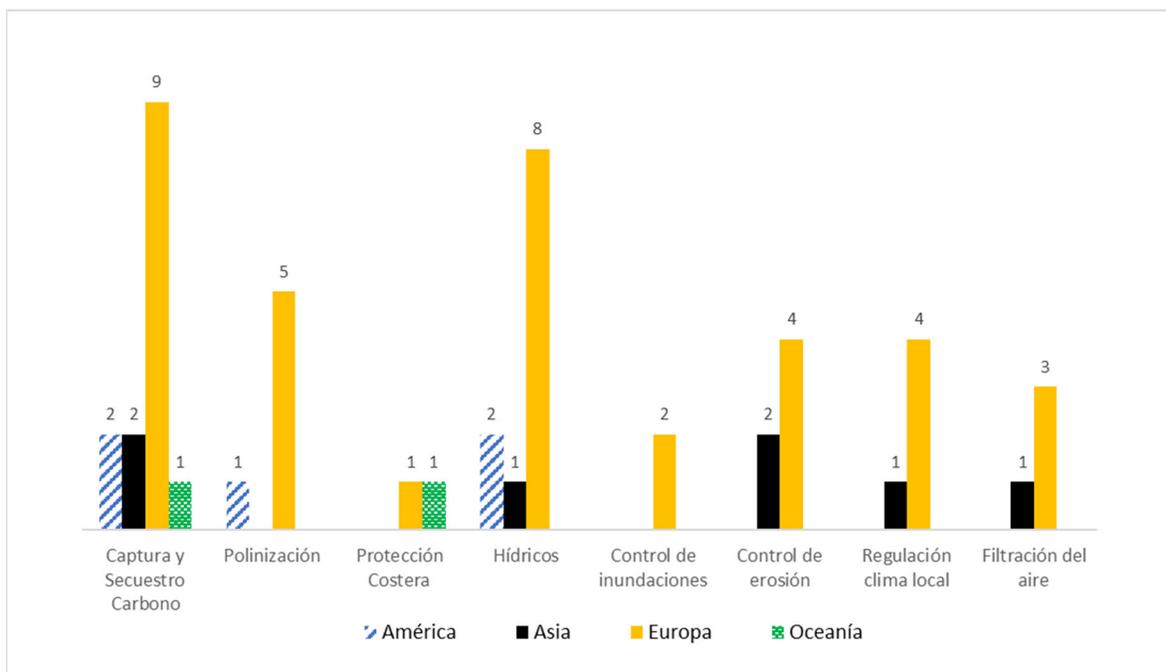
Servicio Ecosistémico	Descripción
Regulación del clima global	Reducción de concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a través del secuestro y almacenamiento de carbono por los ecosistemas.
Regulación del régimen de precipitaciones	Mantenimiento de regímenes pluviométricos a través de la evapotranspiración a escala subcontinental.
Regulación del clima local	Regulación de las condiciones atmosféricas ambientales producto del enfriamiento proporcionado por vegetación y cuerpos de agua urbanos.
Purificación de aire	Deposición, absorción, fijación y almacenamiento de contaminantes por ecosistemas que mitigan los efectos nocivos sobre la población.
Regulación de la calidad del suelo	Descomposición de materiales orgánicos e inorgánicos; fertilidad y características de los suelos, por ejemplo, para la producción de biomasa.
Retención de suelos y sedimentos	Control de la erosión del suelo: La vegetación estabiliza los suelos y reduce su pérdida (sedimentación) y apoya el uso del medio ambiente (agrícola, suministro de agua).
	Mitigación de deslizamientos: prevención de daños potenciales a salud, seguridad humana, e infraestructura que surgen del movimiento masivo de suelo, roca y nieve.
Remediación de residuos sólidos	Aportes de los ecosistemas a la transformación de sustancias orgánicas o inorgánicas, mediante la acción de microorganismos, algas, plantas y animales que mitigan sus efectos nocivos.
Purificación de agua	Restauración y mantenimiento de la condición química de las masas de agua superficial y subterránea a través de la descomposición o eliminación de nutrientes y otros contaminantes.
Regulación de caudales de agua	Mantenimiento de flujo de referencia: Absorción, almacenamiento y liberación de agua gradualmente durante las estaciones o períodos secos a través de la evapotranspiración.
	Mitigación del caudal máximo: Absorción y almacenamiento de agua que mitiga eventos extremos.
Control de inundaciones	Protección costera: Mitigación de los impactos de las mareas o tormentas en las comunidades locales por parte de elementos del paisaje marino y costero.
	Mitigación de inundaciones fluviales: provisión de estructuras y barreras físicas para mitigar los impactos de las inundaciones fluviales en las comunidades locales.
Mitigación de tormentas	Mitigación de los impactos del viento, la arena y otras tormentas (que no sean eventos relacionados con el agua) en las comunidades locales.
Atenuación de ruido	Reducción del impacto nocivo del ruido en las personas.
Polinización	Fertilización de los cultivos de polinizadores silvestres manteniendo/aumentando la abundancia y/o diversidad de otras especies utilizadas por las unidades económicas.
Control biológico	Control de plagas: Prevención de los efectos de plagas en los procesos de producción de biomasa u otras actividades económicas y humanas.
	Control de enfermedades: Prevención/reducción del riesgo para salud humana del contagio a través especies
Mantenimiento de población y hábitat	Mantenimiento de hábitats (p. ej., para viveros o migración) y protección de los acervos genéticos naturales.

Fuente: Naciones Unidas (2022b).

Los servicios de regulación y soporte permiten que los sistemas económico y ecológico se adapten a perturbaciones mediante procesos tales como la purificación del agua y el tratamiento de desechos, la mejora de la calidad del aire, el control de la erosión del suelo, la polinización o la regulación del clima, entre otros (Carpenter et al. 2006; Mengist et al. 2020). En adición, el servicio de mantención considera el hábitat de múltiples especies de flora y fauna que benefician al ser humano directa o indirectamente e impactan positivamente en la capacidad de aprovisionamiento de otros servicios ecosistémicos.

En el ámbito del SEEA EA, los últimos años han registrado un incipiente desarrollo de cuentas de servicios ecosistémicos de regulación y soporte, la mayor parte a través de programas piloto que buscan sentar las bases metodológicas y estadísticas para su compilación futura. La Figura 1 resume – en base a información disponible⁵ – las experiencias desarrolladas para cuentas de servicios ecosistémicos de regulación y soporte alrededor del mundo.

Figura 1. Países con cuentas de servicios ecosistémicos de regulación y soporte, 2022.



Fuente: NCAVES, MAIA, SEEA-UN.

⁵ Revisión detallada de información por país del portal de Naciones Unidas (<https://seea.un.org/content/2023-global-assessment-results>) y del proyecto MAIA (<https://maiaportal.eu/factsheets>).

Como se observa, la mayor parte de las experiencias de cuentas de servicios ecosistémicos se concentran en Europa (36 cuentas), seguido por Asia (7 cuentas) y América (5 cuentas). A excepción del Reino Unido, el resto de las cuentas de servicios ecosistémicos de regulación y soporte en Europa han sido desarrolladas como pilotos en el proyecto Mapeo y Evaluación para una Contabilidad Ecosistémica Integrada (MAIA, por sus siglas en inglés)⁶. Destacan los servicios de captura y secuestro de carbono (9 países), recursos hídricos (8 países), polinización (5), control de la erosión (4), regulación del clima local (4) y purificación del aire (3). En el resto del mundo, las experiencias han estado ligadas a iniciativas pilotos de NCAVES y WAVES en países como México, Guatemala, China y Brasil, por ejemplo.

La Tabla 4 aborda la experiencia de MAIA, dando cuenta del desarrollo de 29 aplicaciones de tablas de oferta y uso en términos físicos y 14 tablas de oferta y uso en términos monetarios. Respecto al primer tipo de tablas, destacan Países Bajos (8 aplicaciones) y Alemania (6 aplicaciones), mientras que para las segundas nuevamente Países Bajos (4 aplicaciones) y luego Bélgica y España (3 aplicaciones cada una). Finalmente, dentro de MAIA sólo hay un país que ha desarrollado cuentas de activos ecosistémicos, Países Bajos, con 6 aplicaciones. En el caso del Reino Unido, los servicios de regulación estimados en sus cuentas experimentales de capital natural corresponden a purificación del aire, regulación del clima local, gases de efecto invernadero y regulación del ruido – mayormente asociados a ecosistemas urbanos – mientras que los servicios ecosistémicos asociados a recursos hídricos (regulación de inundaciones, purificación del agua, retención de sedimentos) no se encuentran incluidos en esta contabilidad⁷.

La heterogeneidad existente entre países –estructura económica, instituciones, ecosistemas, entre otros– ha resultado en experiencias diversas entre países respecto a los tipos de servicios ecosistémicos de regulación y soporte evaluados y a los métodos de estimación física y valoración utilizados. Países con territorios más extensos, tales como China, México o Uganda, tienden a poner especial atención a los servicios de aprovisionamiento (de cultivos, madera y productos marinos) junto a servicios de regulación y soporte asociados a cubiertas boscosas y pueden llegar a representar una proporción significativa del total de servicios ecosistémicos del país. En contraste, en los países que presentan una mayor intervención humana del paisaje, los servicios de regulación y soporte no son estimados (Reino Unido) o sólo representaba una fracción menor del valor total de los activos ecosistémicos estimados (Países Bajos) (NCAVES, 2021; ONS, 2021; Hein et al. 2020b).

⁶ Ver <https://maiaportal.eu/factsheets>

⁷ Conversación con Matthew Bardrick, Department of Environment, Food and Rural Affairs, Reino Unido.

Tabla 4. Experiencias piloto de servicios ecosistémicos de regulación, Unión Europea

País	Tablas de oferta y uso en términos físicos	Tablas de oferta y uso en términos monetarios	Cuentas de activos físicos y monetarios
Bélgica	<ul style="list-style-type: none"> Almacenamiento carbono de biomasa aérea de bosques Disponibilidad de agua Beneficios en salud de áreas verdes y azules Mitigación de erosión de suelos 	<ul style="list-style-type: none"> Almacenamiento carbono biomasa aérea de bosques Disponibilidad de agua Beneficios en salud de áreas verdes y azules 	
Bulgaria	<ul style="list-style-type: none"> Regulación inundaciones Cuentas de carbono de bosques 		
Checa	<ul style="list-style-type: none"> Secuestro de Carbono Retención de agua Purificación del agua 	<ul style="list-style-type: none"> Secuestro de carbono Purificación del agua 	
Alemania	<ul style="list-style-type: none"> Fertilidad del suelo para cultivos Mitigación de erosión de suelos Potencial de polinización Mitigación de gases efecto invernadero Secuestro de carbono Regulación del clima urbano 	<ul style="list-style-type: none"> Secuestro de carbono 	
Grecia	<ul style="list-style-type: none"> Regulación flujo de agua 	<ul style="list-style-type: none"> Regulación flujo de agua 	
Países Bajos	<ul style="list-style-type: none"> Purificación del agua Protección contra tormentas Polinización Control de plagas Secuestro de carbono Purificación del aire Reducción de las islas de calor Control de la erosión 	<ul style="list-style-type: none"> Purificación del agua Purificación del aire Secuestro de carbono en biomasa Polinización 	<ul style="list-style-type: none"> Secuestro de carbono Polinización Purificación del agua Purificación del aire Protección costera Reducción de las islas de calor
España	<ul style="list-style-type: none"> Provisión de agua fresca Purificación del agua Fertilidad del suelo Almacenamiento de carbono Secuestro de carbono 	<ul style="list-style-type: none"> Purificación del agua Fertilidad del suelo Secuestro de carbono 	

Fuente: MAIA (2022).

En términos metodológicos, las experiencias son diversas en términos de clasificación, medición de flujos físicos y estimación monetaria de servicios ecosistémicos, ajustándose cada caso a la disponibilidad de información existente. Ello ha condicionado los resultados obtenidos y la comparabilidad de estos con el marco estadístico del SEEA EA. Por ejemplo, respecto a la clasificación de ecosistemas que luego servirá de base para el resto de las cuentas, en particular aquellas de servicios ecosistémicos de regulación y soporte, Naciones Unidas (2021) ha propuesto la Tipología Nivel 3 de la Unión Internacional para la

Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) como estándar de clasificación para ecosistemas en el SEEA EA, sin embargo, la operabilidad de su implementación aún no ha sido testada. Mientras la Unión Europea tiene una clasificación común denominada Corine Land Cover, en el resto del mundo cada país ha tendido a generar su propia clasificación de ecosistemas⁸. Respecto a la medición y valoración de los flujos de servicios ecosistémicos, las aplicaciones han sido variadas y ad-hoc en cada país. Inclusive los pilotos del programa MAIA de la Unión Europea presentan alta heterogeneidad en la manera de estimar los flujos físicos y monetarios de servicios ecosistémicos de regulación, de allí el carácter piloto y experimental de esta iniciativa.

En Chile, los servicios de regulación y soporte más abundantes se han concentrado en analizar los efectos de cambios en la cubierta vegetal terrestre sobre la regulación del clima global, purificación de aire, retención de sedimentos, regulación del suministro de agua, purificación del agua y regulación del flujo de agua. Respecto del secuestro y almacenamiento de carbono – que podría asociarse a un 26% del territorio boscoso y forestal – se ha encontrado que mitiga los efectos del cambio climático sobre la economía (Fassnacht et al., 2021). La purificación del aire de los bosques puede reducir los costos en tratamiento médico, productividad y pérdida de capital humano por contaminación atmosférica en zonas saturadas y latentes del centro-sur de Chile (Prendez et al., 2019). Las cubiertas vegetacionales retienen sedimentos y nutrientes, pudiendo controlar la erosión de los suelos y mejorar la calidad de las aguas, así como regular el caudal de ríos y suministro de agua utilizado por los agentes económicos en importantes cuencas del país (Cuevas et al., 2018; Becerra et al. 2019). Finalmente, el servicio de regulación del clima local provisto por cubiertas arbóreas y cuerpos de agua urbano son relevantes para áreas urbanas del Valle Central de Chile que enfrentan altas temperaturas durante la estación estival (Chinchilla et al. 2021).

3. Modelación Biofísica para la medición de los servicios ecosistémicos

La modelación biofísica es un enfoque que estima el flujo físico de un servicio ecosistémico a partir de una función de producción ecológica que utiliza parámetros y variables climatológicas, geográficas, fisicoquímicas – entre otros – representados de manera geoespacial mediante sistemas de información geográfica (SIG).

Naciones Unidas (2022b) señala que el cálculo del flujo físico de servicios ecosistémicos debiera descansar sobre un marco conceptual y teórico que entregue una aproximación adecuada y comprehensiva a su estimación. Al respecto, propone tres niveles de análisis para la modelación biofísica, en función de la disponibilidad de información, complejidad de modelación, y objetivos perseguidos. El Nivel 1 utiliza plataformas y/o modelos con datos espaciales globales que entregan una visión general del valor de los servicios generados por parte de los ecosistemas. El modelamiento Nivel 2 utiliza las mismas plataformas y/o modelos, pero alimentadas y calibradas con datos locales de mayor granularidad, como datos por tipo de ecosistema específico y región, y cuyas estimaciones son lo suficientemente

⁸ Ver casos de Estados Unidos, China, Guatemala.

precisas para describir tendencias nacionales, tanto temporal como sectorialmente. Finalmente, una estimación en base a los mejores datos disponibles corresponde a modelos Nivel 3 que pueden identificar tendencias y agregados a nivel local.

3.1 Modelos Biofísicos para la Regulación del Clima Global

Los ecosistemas contribuyen a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero a través del secuestro y almacenamiento de carbono a través del servicio ecosistémico de regulación del clima global. El secuestro de carbono mide la variación en el almacenamiento de carbono en diferentes elementos de los ecosistemas a lo largo del tiempo (Ver Tabla 5).

Tabla 5. Componentes biomasa de carbono

Depósito		Descripción
Biomasa	Biomasa aérea	Biomasa de la vegetación viva, tanto maderera como herbácea, que se halla por encima del suelo, incluidos tallos, cepas, ramas, corteza, semillas y follaje.
	Biomasa subterránea	Biomasa de las raíces vivas, donde se sugiere excluir las raíces finas (menos de 2 mm de diámetro) porque no pueden ser distinguidas de la materia orgánica del suelo o de la hojarasca.
Materia orgánica muerta	Madera muerta	Biomasa leñosa muerta ya sea en pie, tendida en el suelo o parcialmente enterrada sin incluir la hojarasca, considerando diámetros mínimos mayores o iguales a 10 centímetros.
	Hojarasca	Biomasa no viva con un tamaño mayor que el límite establecido para la materia orgánica del suelo (sugerido 2 mm) y menor que el diámetro mínimo elegido para biomasa muerta (10 cm) o dentro del suelo mineral u orgánico. Incluyendo raíces vivas finas por encima del suelo mineral u orgánico.
Suelos	Materia orgánica del suelo	Carbono orgánico contenido en suelos minerales hasta una profundidad de 30 cm, incluyendo raíces finas vivas y muertas que se encuentran dentro del suelo y que miden menos que 2 mm.

Fuente: IPCC (2006).

El SEEA EA establece una serie de criterios para la inclusión del carbono en las cuentas de activos ecosistémicos. Primero, incluir el stock de carbono almacenado en la biomasa viva o muerta, tanto aérea como subterránea, para todos los ecosistemas, además del carbono orgánico del suelo (incluidos lagos, ríos y lechos marinos). Segundo, sólo incluir el carbono almacenado hasta un máximo de 2 metros por debajo de la superficie para turberas y suelos ricos en carbono. Tercero, excluir el carbono inorgánico almacenado en todo tipo de ecosistemas, así como el carbono almacenado en depósitos de combustibles fósiles, proveniente de productos de madera cosechada, y de recursos biológicos cultivados que tienen un ciclo de rotación corto.

En Chile, aproximaciones hacia la estimación del stock y evolución de la biomasa de carbono se han realizado a diferentes escalas y con diferentes métodos según los usos. Para políticas públicas a escala macro se ha utilizado una combinación de datos de cobertura del suelo

provenientes de sensores remotos y parámetros de crecimiento y biomasa aérea y de carbono a nivel de parcela para obtener resultados utilizados en informes internacionales (Ministerio del Medio Ambiente, 2023) o estudios macrozonales (Pérez-Quezada et al. 2023). Por otro lado, la disponibilidad de datos espaciales más granulares permite el uso de modelos de aprendizaje de máquina que combinando información geoespacial de superficie y altura puede aproximar biomasa aérea y de carbono de diferentes coberturas vegetacionales.

El primer enfoque es aplicado para estimar las emisiones, secuestro y almacenamiento de carbono para el sector forestal en Chile del Inventario de Gases de Efecto Invernadero (INGEI por sus siglas en español) utilizando datos del Catastro de Recursos Vegetacionales de Chile con una granularidad que alcanza hasta tipo forestal y estado de desarrollo de la cubierta vegetal (Ministerio del Medio Ambiente, 2023). El modelo del INGEI mide inicialmente el uso del suelo y cambios en uso de suelo en términos de superficie para tierras forestales que se encuentran bajo manejo⁹, luego asigna una estimación de biomasa aérea para cada tipo forestal por rango de edad, y finalmente aplica factores técnicos a la biomasa aérea basado en estimaciones provenientes de la literatura. Para bosque nativo, los cambios de cobertura por sustitución y restitución de bosque nativo y parámetro de biomasa aérea y de carbono provienen del Inventario Forestal Continuo del Instituto Forestal (INFOR) junto con funciones alométricas y factores de expansión de estudios. La pérdida de biomasa aérea y carbono del bosque nativo se obtiene de transformaciones del volumen por cosecha comercial y leña con parámetros técnicos para tipos de biomasa y densidad de madera¹⁰. Para plantaciones forestales, se utilizan las proyecciones de disponibilidad de madera de plantaciones exóticas de INFOR. Pérez-Quezada et al. (2023) aplican un enfoque similar al INGEI en sus estimaciones para el carbono para la Patagonia chilena, siguiendo la siguiente ecuación de biomasa de carbono:

$$Bc_i = Sv_i \times BEF \times (1 + Rf) \times Wd \times Cf$$

donde Bc_i es el carbono en la biomasa para la especie i , Sv_i es el volumen del tallo (m^3/ha) para la especie i que proviene de Gayoso et al. (2002), BEF es el factor de expansión de biomasa aérea según IPCC (2006), Rf es el factor de expansión de raíces proveniente de Gayoso et al. (2002), Wd es la densidad de la madera de IPCC (2006) y Cf es la fracción de carbono de la biomasa IPCC (2006).

El segundo enfoque estima la biomasa de carbono combinando información geoespacial de sensores remotos de alta o muy alta resolución junto con mediciones de biomasa en terreno para entrenar modelos predictores de biomasa aérea y de carbono basados en la fuerte

⁹ Estas incluyen plantaciones forestales, bosque nativo con planes de manejo, bosque nativo en áreas de conservación, bosque nativo de renovalas, y bosque nativo originado por cambio de uso de la tierra.

¹⁰ La biomasa de carbono asociada a áreas protegidas sólo considera la superficie del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), y excluyendo la conservación privada debido a las limitaciones en la información de superficie efectiva bajo protección de estas últimas.

relación encontrada en la literatura empírica forestal entre altura de dosel y biomasa (Fassnacht et al., 2021). Imágenes satelitales provenientes de sensores remotos entregan predictores fotogramétricos, espectrales y basados en textura que pueden combinarse con otras características de las masas de árboles y bosques para predecir biomasa a través de modelos de regresión lineal y aprendizaje (Ahmad et al., 2021). En Chile, Maack et al. (2015) aplican modelos de *árboles aleatorios* para estimar la biomasa de bosque nativo en el sitio de Monte Oscuro, comuna de Cauquenes empleando datos de parcelas en terreno y predictores espectrales, texturales y fotogramétricos provenientes de satélites de muy alta resolución. La mayor precisión fue obtenida para modelos con datos de altura de dosel, complementados con predictores de textura o espectrales. Modelos digitales de elevación (DEM, por sus siglas en inglés) permiten obtener datos de altura de dosel con una precisión adecuada, siendo el sensor remoto laser LIDAR (por sus siglas en inglés, Light Detection and Ranging o Laser Imaging Detection and Ranging) la tecnología más precisa para crear DEM¹¹. Fassnacht et al. (2021) modelan la biomasa de carbono de la cuenca del río Cauquenes con datos de campo de biomasa y cobertura vegetal (matorrales, praderas, bosque nativo, plantaciones exóticas) y elevación basados en un DEM proveniente de LIDAR, obteniendo un mapa final de biomasa a nivel de paisaje que permite la integración de estimaciones de biomasa basadas en sensores remotos en modelos de gestión del agua y carbono.

3.2 Modelos Biofísicos para la Purificación de Aire

La purificación de aire es la capacidad que tiene la vegetación de absorber emisiones atmosféricas contaminantes, y con ello mitigar los efectos nocivos de la contaminación (Naciones Unidas, 2021). La superficie foliar de la vegetación – una medida de la superficie total de las hojas de una planta - tiene la capacidad de purificar el aire, absorbiendo contaminantes atmosféricos, y con ello reduciendo el nivel de exposición a la contaminación de la población, con beneficios en salud asociados a menor número de casos de mortalidad y morbilidad. Este proceso depende de la superficie foliar del tipo de vegetación específica, el flujo de contaminantes que se ve transportado hacia dicha superficie foliar, y el período de tiempo en el cual la vegetación tiene hojas.

En términos aplicados, la superficie foliar es aproximada a través del Índice de Área Foliar (LAI, por sus siglas en inglés), un indicador que caracteriza las copas de los árboles y la estructura de la vegetación. El LAI puede medirse directamente tomando muestras de hojas y hojarasca dentro de una parcela de área fija, pero estas mediciones pueden ser difíciles de escalar debido a la heterogeneidad espacial y temporal del LAI y los costos asociados a tal cobertura. Una alternativa a este proceso utiliza datos representativos de parcelas representativas de entrenamiento y prueba que se relacionan con indicadores¹² provenientes de imágenes satelitales para estimar relaciones estadísticas entre imágenes espectrales y muestreo en terreno. El flujo de contaminantes transportado es normalmente definido por la

¹¹ En áreas sin cobertura de datos LIDAR, datos satelitales del Radar de Apertura Sintética (SAR, por sus siglas en inglés) pueden ser una alternativa en la estimación de altura del dosel (Mack et al. 2015).

¹² Indicadores como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI).

velocidad de deposición sobre la superficie foliar multiplicada por la concentración del contaminante que llega transportado a ellas. Naciones Unidas (2021) aconseja utilizar métodos de interpolación espacial para proyectar el nivel de emisiones contaminantes en aquellas zonas donde no existe información de estaciones de monitoreo de calidad del aire. Sin embargo, cuando la dispersión de contaminantes sigue patrones no-lineales espacialmente, la interpolación puede no ser tan precisa.

Uno de los modelos más populares para estimar el servicio ecosistémico de purificación de aire es la plataforma i-Tree, la cual utiliza el LAI y datos de área foliar, concentraciones contaminantes y meteorológicos para estimar la purificación del aire. En Chile este modelo ha sido utilizado para estimar la purificación del aire en la Región Metropolitana en el marco del proyecto GEF-Montaña. Se considera el contaminante material particulado (respirable MP₁₀ y fino MP_{2.5}) y la absorción de contaminante para 5 especies de bosque nativo esclerófilo¹³ según 4 categorías de cobertura vegetal del bosque¹⁴. La fórmula implementada corresponde a

$$F = 3600V_{d,MP_{avg}} \frac{LAI}{LAI_{MP}} C$$

donde F es el flujo de emisiones contaminantes absorbidas (g/m²/hora), V_{d,MP_{avg}} es la velocidad de deposición del contaminantes (m/s) - transformada a valor horario mediante el factor 3600, C es la concentración del contaminante (en mg/m²), LAI_{MP} es el índice de área foliar para material particulado y LAI es el índice de área foliar de la especie o tipo forestal. Los valores LAI y las tasas de absorción de material particulado son obtenidos desde las parcelas representativas del área de estudio.

Para extrapolar las estimaciones de absorción de contaminantes hacia la Región Metropolitana, los valores obtenidos de deposición en cada parcela son imputados a cada polígono del catastro de vegetación utilizando como criterios la cobertura de bosque y la mínima distancia euclidiana entre el centroide de cada polígono de vegetación y las parcelas de muestreo. La disponibilidad de datos a nivel de parcela y especies permite estimar un modelo de regresión para el LAI basado en información del índice NDVI y variables dummy para cobertura vegetal de las parcelas representativas (MMA-ONU Medio Ambiente, 2018).

3.3 Modelos Biofísicos para los Recursos Hídricos

Si bien los servicios ecosistémicos de regulación y purificación del flujo de agua podrían considerarse como servicios intermedios y no finales, el SEEA EA sugiere que se midan y registren de forma independiente como servicios ecosistémicos finales, mientras que los

¹³ Acacia caven, Cryptocarya alba, Lithrea caustica, Peumus boldus y Quillaja saponaria.

¹⁴ Bosque denso, semidenso, abierto y muy abierto.

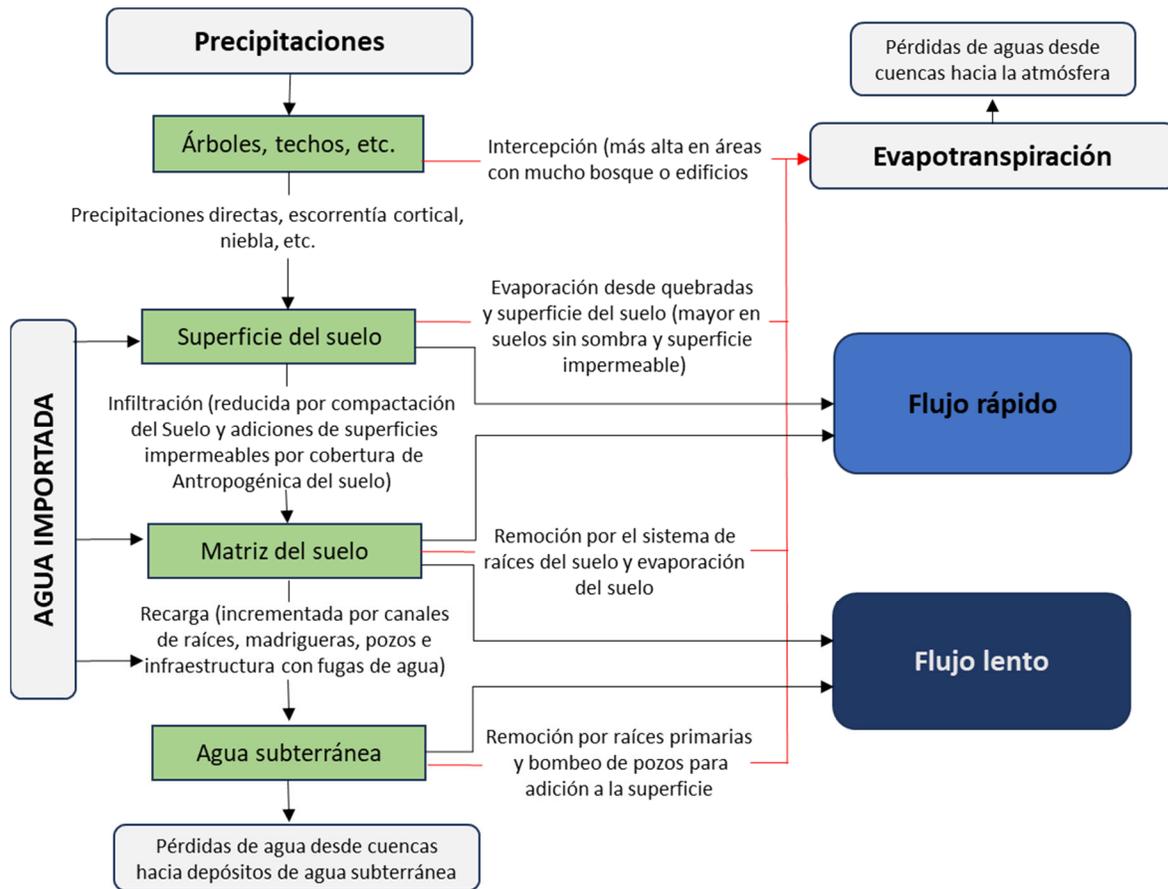
flujos de agua extraída se registrarían como flujo abiótico en las cuentas ecosistémicas (Naciones Unidas, 2021).

La estimación de servicios ecosistémicos hídricos depende de los procesos hidrológicos de las cuencas hidrográficas (Scordo et al. 2019). Estos procesos tienden a enfrentar desafíos en su modelación por cuanto dependen de factores complejos, tales como las condiciones climáticas, las características del suelo, el tipo de cobertura del suelo y las características topográficas, todas las cuales varían espacial y temporalmente (Cong et al. 2020; Scordo et al. 2020; Benra et al. 2021). Así mismo, una modelación más precisa presenta desafíos en términos de disponibilidad y calidad de datos dependiendo de la escala de análisis (Naciones Unidas, 2022). Una recomendación al momento de aplicar modelos biofísicos es evaluar los diferentes factores que influyen sobre la robustez de resultados provenientes de la modelación.

3.3.1 Suministro de Agua

El servicio ecosistémico de suministro o rendimiento del agua representa el efecto que tienen los ecosistemas sobre el flujo rápido y el flujo base o lento del agua. El flujo rápido corresponde a la escorrentía superficial rápida – esto es el escurrimiento del agua después de un evento de lluvia - y puede interpretarse como un indicador de regulación del agua y control de inundaciones, mientras que el flujo base es la proporción del flujo total de agua que se alimenta desde el subsuelo profundo y el almacenamiento subsuperficial retardado entre eventos de precipitación y/o deshielo, y que se presenta como un indicador de suministro de agua (ver Figura 1).

Figura 2. Modelo conceptual de flujo rápido y flujo base



Fuente: Price (2011)

Según Naciones Unidas (2022a), estimaciones de este servicio ecosistémico acorde a un enfoque Nivel 2 para evaluar tendencias nacionales y sectoriales puede realizarse a través del módulo del Modelo de Rendimiento de Agua Estacional (SWYM) de la plataforma de Valoración Integrada de Servicios y Compensaciones Ecosistémica (denominado InVEST, por sus siglas en inglés) con datos nacionales, mientras que resultados a Nivel 3 - representativos para escala locales - pueden obtenerse de modelos y datos más complejos, como por ejemplo a partir de la implementación de la Herramienta de Evaluación de Suelo y Agua (denominado SWAT, por sus siglas en inglés).

Siguiendo a la Figura 1, los ecosistemas vegetacionales dividen las precipitaciones entrantes en escorrentías superficiales e infiltración en el suelo. El agua que ingresa al suelo se divide aún más en el flujo subterráneo que, en última instancia, contribuye a la escorrentía aguas abajo y la evapotranspiración por la vegetación forestal que devuelve el agua a la atmósfera.

Por ello, evapotranspiración, infiltración, y escorrentía son conceptos claves para entender el servicio ecosistémico de suministro de agua. La evapotranspiración es el proceso por el cual el agua líquida se convierte en vapor de agua y el vapor de agua contenida en los tejidos vegetales pasa a la atmósfera. La infiltración es el proceso por el cual el agua en la superficie de la tierra entra en el suelo. La escorrentía es el escurrimiento del agua procedente de las lluvias o deshielo de nieve que circula sobre la superficie del suelo una vez que supera su capacidad de evaporización e infiltración (Uribe y Ruiz, 2019).

SWAT es un modelo hidrológico ampliamente utilizado para evaluar el efecto de cambios de uso de suelo sobre la erosión del suelo y la calidad del agua, el cual requiere grandes extensiones temporales de datos de entrada asociados a clima, tipo de suelo, uso de suelo o cobertura vegetal, y topografía - entre otros. A partir de éstos, se obtienen datos de salida, ya sea escorrentía, evapotranspiración, infiltración o recarga, procesos de sedimentación, y ciclo de nutrientes – entre otros. Las variables necesarias para determinar el equilibrio hidrológico en este modelo son la precipitación diaria, temperatura diaria máxima y mínima, radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa. La infiltración es calculada a partir de la diferencia entre la cantidad de lluvia y la escorrentía superficial, mientras que la evapotranspiración proviene de la evaporación del suelo y simulaciones de transpiración de las plantas. La ecuación que simula el ciclo hidrológico es la siguiente:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

SW_t : contenido final de agua diaria en el suelo (mm de agua).

SW_0 : contenido inicial de agua diaria en el suelo (mm de agua).

t: tiempo en días.

R_{day} : precipitación en día i (mm de agua).

Q_{surf} : escorrentía superficial en día i (mm de agua).

E_a : evapotranspiración en día i (mm de agua).

W_{seep} : infiltración en día i (mm de agua).

Q_{gw} : cantidad de flujo de retorno en día i (mm de agua).

En términos aplicados, SWAT puede dividir la cuenca hidrográfica en varias subcuencas, y luego utiliza Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU, por sus siglas en inglés) para modelar flujos y reservas de agua, agregando resultados a escala de subcuenca. Estas HRU son paisajes discretos basados en características comunes de suelo, uso de la tierra y pendientes. El modelo simula diferentes procesos durante el ciclo hidrológico, separando estos 2 partes, superficial y fluvial. La parte superficial calcula la escorrentía, deposiciones y nutrientes, mientras que la parte fluvial simula la migración de estas variables hacia las salidas (Li et al., 2013). Las cuencas delimitadas por SWAT permiten reflejar las diferencias de evapotranspiración para diferentes coberturas vegetales y tipos de suelo. La percolación -

el paso lento del agua a través del suelo- es simulada para cada HRU y luego agregada para toda una cuenca hidrográfica. La regulación del flujo de agua por parte de los bosques y otros ecosistemas puede desempeñar un papel importante en el control de las inundaciones y el mantenimiento del suministro de agua durante las estaciones secas o los meses de verano.

SWAT opera con datos temporales diarios y, por lo tanto, puede usarse para modelar la regulación de inundaciones a lo largo del año - a través de la retención de agua en las HRU aguas arriba - y el mantenimiento del flujo base para su uso durante la estación seca - a través de la retención y liberación gradual de agua en las HRU aguas arriba. Para vincular el cambio de uso del suelo con la hidrología, SWAT puede ampliarse con un módulo de paisaje que permite la modelación e integración de la escorrentía y deposición de sedimentos en los cuerpos de aguas superficiales (Duku et al., 2015). Uno de los desafíos que presenta la implementación de SWAT es la necesidad de una cantidad significativa de datos y parámetros empíricos para su implementación y calibración (Cong et al. 2020).

Por su parte, el Modelo de Rendimiento de Agua Estacional (SWYM) de InVEST ha sido extensamente utilizado para modelar la provisión de agua para la gestión de cuencas e implementación de soluciones basadas en la naturaleza (Cong et al. 2018). El modelo estima la contribución relativa de la cubierta del suelo a la generación de flujo base y flujo, y permite trabajar con meses o temporadas individuales, aspecto que es importante en zonas con marcada estacionalidad, como el sur de Chile (Julian et al. 2018; Benra et al. 2021). InVEST utiliza como insumo datos espaciales de una serie de climáticas, geológicas y topográficas tales como los límites vectoriales de la cuenca hidrográfica; precipitación mensual; evapotranspiración de referencia mensual; un modelo de elevación digital (DEM); el uso y cobertura del suelo (LULC, por sus siglas en inglés para Land Use and Land Cover); los grupos hidrológicos del suelo; números curva (CN por sus siglas en inglés) según tipo de suelo; y el número de eventos de lluvia mensuales, entre otros. La plataforma está dividida en 3 módulos interconectados de modelación: Flujo Rápido, Recarga Local y Flujo Base.

SWYM InVEST calcula el flujo rápido total para cada píxel como la suma de los flujos rápidos mensuales. Estos últimos dependen de valores de curva número, la cantidad de eventos de lluvia en el mes, la precipitación mensual, y la retención potencial máxima de humedad del suelo después que comienza la escorrentía. La recarga local en cada píxel es la suma de las precipitaciones anuales y el flujo rápido, restando la evapotranspiración real anual, esta última dependiente de la evapotranspiración potencial y la recarga mensual disponible aguas arriba. La evapotranspiración potencial puede calcularse a partir de la evapotranspiración de referencia mensual para cada cultivo en el píxel.

El modelo contiene varios parámetros potencialmente calibrables y dependientes de la zona bajo análisis. Un elemento clave es el uso de “números de curva”, los cuales estiman la escorrentía potencial en función del tipo de cobertura terrestre en combinación con las propiedades hidrológicas de los diferentes tipos de suelo. El modelo requiere precipitación total mensual, evapotranspiración potencial asociada a diversas coberturas de suelo, y el número de eventos de precipitación por mes para la cuenca que se está modelando. Sin embargo, se ha señalado que los valores de número curva del Departamento de Agricultura

de los Estados Unidos (USDA) pueden no ser adecuados para representar las condiciones locales de Chile y requieren ser ajustadas a condiciones locales (Stowas, 2006; Benra et al. 2021).

En Chile, Sther et al. (2008) examinan la confiabilidad de aplicar SWAT para analizar impactos potenciales del uso de la tierra y cambios climáticos en la hidrología de la cuenca del río Vergara. Martínez et al. (2020) comparan diferentes escenarios de aplicación del mismo modelo en la cuenca del río Andalién - aislando del efecto de variabilidad climática – y evaluando los impactos de cambios en el uso de suelo sobre la hidrología de la cuenca para el período 1984-2013. Gimeno et al. (2022) combinan SWAT y un modelo de cambio de uso de la tierra para evaluar los efectos de las políticas de conservación forestal – recuperación y protección de productos forestales no-madereros, y cinturones de vegetación – sobre el suministro de agua rural en la cuenca de Lumaco. Martínez-Retureta et al. (2023) aplicando el modelo SWAT estudian como el cambio de uso/cobertura de la tierra y el cambio climático afectan la disponibilidad de recursos hídricos en las cuencas de los ríos Quino y Muco. Respecto a aplicaciones del modelo SWYM InVEST, Trippier et al. (2019) mapean y cuantifican el suministro y la calidad del agua en el Valle de Colchagua en Chile Central utilizan este modelo para evaluar el papel que desempeñan los viñedos en la provisión de servicios ecosistémicos. Benra et al. (2021) analizan la robustez del modelo SWYM InVEST para 224 cuencas del centro-sur de Chile – entre las regiones de Maule y Magallanes – y encuentran que el modelo obtiene mejores resultados para cuencas hidrográficas con regímenes predominantemente pluviales.

3.3.2 El servicio de purificación de aguas

La purificación de aguas es el proceso por el cual los ecosistemas contribuyen a restaurar y mantener la condición química (calidad) de aguas superficiales y subterráneas a través de la reducción de nutrientes y otros contaminantes (Naciones Unidas 2021). Los modelos biofísicos se enfocan en estimar el servicio de retención de nutrientes, particularmente los contaminantes nitrógeno (N) y fósforo (P) asociados a la agricultura.

El modelo SWAT proporciona estimaciones de la eliminación de nutrientes a través del crecimiento de las raíces, la transpiración y la producción de biomasa (Vigerstol y Aukema, 2011). SWAT utiliza cinco y seis grupos diferentes para modelar los ciclos del nitrógeno y el fósforo, respectivamente. Las pérdidas de nitrógeno y fósforo orgánicos dependen de sus concentraciones en la capa superior del suelo, el rendimiento de sedimentos y la tasa de enriquecimiento. Además, las cantidades de concentración de nitrato disueltas del suelo dependen de la escorrentía total, el flujo lateral y el volumen de percolación. El fósforo soluble también depende del coeficiente de partición del suelo y del volumen de escorrentía. Los datos requeridos para el modelado de cuencas incluyeron el Modelo Digital de Elevación (DEM), mapa de suelos, uso de la tierra, datos climáticos, fuentes puntuales y prácticas relacionadas con el manejo agrícola.

La plataforma InVEST desarrolla un modelo simple que tiene como entrada la carga - kg/ha/año para cada clase de cobertura terrestre – para cada píxel y luego su exportación hacia píxeles “aguas abajo”. Los resultados representan el movimiento espacial del flujo de nutrientes en estado estacionario de largo plazo e incluyen cargas y exportaciones de nutrientes basadas en píxeles a partir de los cuales se pueden calcular los valores de retención de nutrientes por píxel (Redhead et al., 2018). En la salida de la cuenca, la exportación de nutrientes se calcula como la suma de las contribuciones a nivel de píxel (ver Figura 2).

Siguiendo a Huang et al. (2023), la pérdida de nutrientes a escala de píxeles puede caracterizarse como:

$$P_i^N = C_i N_i(D_{up}, D_{nd}, eff_{nd})$$

, y la pérdida de N a escala de cuenca es la suma de las pérdidas de N a escala de píxeles:

$$P_{Cuenca} = \sum_i P_i^N$$

donde P_i^N y P_{Cuenca} son la pérdida de nutrientes (kg/año) a escala de píxel y cuenca, respectivamente. La carga C_i es la carga de nutrientes (kg/año) para el i -ésimo píxel. $N_i(D_{up}, D_{nd}, eff_{nd})$ es la función de entrega de nutrientes para el i -ésimo píxel y depende del parámetro del área pendiente arriba (D_{up}), el parámetro de la ruta del flujo pendiente abajo (D_{nd}) y la eficiencia de retención del tipo de uso de la tierra en la ruta del flujo pendiente abajo (eff_{nd}). Como los diferentes tipos de uso de la tierra exhiben diferentes capacidades de purificación del agua, sus coeficientes biofísicos son diferentes. Los datos de entrada requeridos para el modelo de exportación de nutrientes incluyen modelos DEM, datos de uso de la tierra, datos ráster proxy de escorrentía de nutrientes y datos de vectores de límites de cuencas hidrográficas. Dado que el modelo asume que la retención de nutrientes depende de la entrada potencial de los mismos, áreas boscosas alrededor de cuerpos de agua superficiales presentan una mayor tasa de retención que áreas boscosas continuas ubicadas río arriba (Sharp et al. 2018).

En Chile, Locher-Krause et al. (2017) evalúan el servicio ecosistémico de retención de fósforo para simulaciones de políticas de cambio de uso de suelo sobre el bosque lluvioso valdiviano entre el 1985 y el 2011 usando InVEST. Barbosa et al. (2018) mapean las tasas de carga de nutrientes (nitrógeno y fósforo) que salen de las HRU y entran a cuerpos de aguas superficiales para SWAT en Colchagua usando ecuaciones que modelan los ciclos de nutrientes en función del uso de la tierra y las características del suelo.

3.3.3 Control de la Erosión del Suelo/Retención de Sedimentos

La vegetación de los ecosistemas tiene un efecto de estabilización de los suelos que reduce la pérdida y transporte de suelos como sedimentos hacia cuerpos de aguas superficiales. Esto genera múltiples beneficios al sistema económico: mantención de suelo fértil, prevención de deslizamientos de tierra, mejora en la calidad del agua para consumo humano y reducción de la sedimentación en represas y embalses (Burkhard et al., 2019; Cong et al. 2020).

Tradicionalmente la retención de sedimentos ha sido modelada a partir de la Ecuación Revisada Universal de Pérdida de Suelo (RUSLE) que mide la erosión de suelos producto de lluvias y prácticas de uso del suelo¹⁵ según la siguiente formula:

$$RUSLE_i = R_i K_i L S_i C_i P_i$$

dónde R_i es la erosividad de la lluvia (unidades); K_i es la erosionabilidad del suelo (unidades), $L S_i$ es un factor de gradiente de longitud de pendiente (sin unidades); C_i es un factor de gestión de cobertura (sin unidades); y P_i es un factor de prácticas de manejo. La retención de sedimentos se obtiene como la diferencia de resultados de RUSLE asumiendo diversas coberturas y practicas asociadas al uso del suelo.

Los datos de entrada requieren cuencas hidrográficas, precipitaciones, uso de la tierra, DEM, y los parámetros requieren acumulación de flujo umbral y carga de nutrientes, eficiencia de retención y longitud crítica para cada uso del suelo o clase de cobertura del suelo. RUSLE se encuentra implementada para una serie de plataformas y modelos biofisicos tales como SWAT, InVEST, LUCI/Nature Braid entre otros. Una ventaja de estos dos últimos es la capacidad de estimar la cantidad de pérdida anual de suelo a nivel de píxel, para luego obtener la exportación de sedimentos - la proporción de pérdida de suelo que realmente llega al cuerpo de agua superficial.

En Chile se han realizado algunas aplicaciones de las plataformas SWAT e InVEST para la estimación del servicio ecosistémico de retención de sedimentos durante los últimos 10 años. Roco (2014) estudian los efectos de cambios de uso del suelo en la hidrología, transporte de sedimento fino y aporte de sedimentos en cuenca de Los Ulmos utilizando el modelo SWAT, buscando calibrar y validar la hidrología, y estimación de carga total de sedimento fino comparando una parte de la cuenca de control y otra con tratamiento (cosecha). Manushevich et al. (2019) emplean SWAT para estimar y comparar el flujo de servicios ecosistémicos en la Región de la Araucanía ante escenarios de conservación y uso de suelo

¹⁵ RUSLE solo representa los procesos de erosión terrestre, pero no considera otras fuentes de sedimentos como la erosión de barrancos y riberas, el desgaste masivo por deslizamientos de tierra o desprendimientos de rocas, y la erosión glacial.

asociados a diferentes instrumentos de política implementados y el área de tierra requerida para cada uso de la tierra. Locher-Krause et al. (2017) utilizan el modelo InVEST para estimar el servicio la retención de sedimentos asociados a diferentes políticas sobre el territorio en el bosque lluvioso valdiviano entre los años 1985 y 2011. Finalmente, Barbosa et al. (2019) evalúan el papel que juegan los viñedos en la provisión de servicios ecosistémicos en el Valle de Colchagua, empleando el modelo InVEST para cuantificar y mapear la retención de sedimentos y control de la erosión.

4. Discusión sobre la Modelación Biofísica

En el presente documento hemos realizado una revisión de la modelación de oferta para alguno de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte más relevantes. La magnitud de esta oferta física – cantidad - de dichos servicios depende de parámetros y variables biofísicas contingentes a características físicas, químicas o climatológicas dentro del área bajo estudio, entre otras. Por ejemplo, las características físicoquímicas del suelo -como su impermeabilidad- varían en función de las condiciones climatológicas, siendo diferentes entre años lluviosos o años secos, lo cual afecta la capacidad de los activos ecosistémicos para regular la purificación de agua, controlar de inundaciones y retener sedimentos (Benra et al., 2021). Por otra parte, la utilización de nuevas herramientas y fuentes de información -tales como imágenes satelitales provenientes de sensores remotos o la modelación de información geográfica – plantea desafíos relacionados al impacto de la calidad de la información espacial sobre la estimación de las cuentas de extensión, condición, físicas y monetarias de servicios ecosistémicos del SEEA EA. A continuación, abordamos algunos de estos elementos.

4.1 Efecto de las variables ambientales

Los usos de modelos biofísicos son variados y su utilidad depende de los objetivos perseguidos por diferentes tipos de usuarios. Una modelación más detallada, ya sea espacial o temporal, requiere de datos y *expertise* que pueden limitar su implementación. Enfoques relativamente más simples pueden ofrecer un panorama más general, pero entregar resultados menos robustos a escalas temporales y espaciales más finas, especialmente cuando el servicio ecosistémico muestra variabilidad estacional y espacial, como es el caso de la provisión de agua o la purificación del aire. Para Nedkov et al. (2021) - dado el estado del arte –la modelación biofísica de servicios ecosistémicos debiese abordar asuntos relacionados a la escala espacial, los datos de entrada, la temporalidad de las estimaciones, y la precisión de estas.

Naciones Unidas (2022) define diferentes niveles de modelación biofísica según la escala de análisis. El Nivel 3 corresponde a modelos granulares, tanto en términos de su estructura como fuentes de información, adecuados para analizar fenómenos a escala local. Modelos a Nivel 2 pueden integrar datos más accesibles junto con requerimientos metodológicos más acotados que facilitan la estimación de servicios ecosistémicos a escala regional o nacional, pero que presentan limitaciones al momento de interpretar sus resultados a escalas de análisis

más finas. En la práctica, implementar modelos de servicios ecosistémicos a menores escalas enfrenta una serie de restricciones de información, inclusive cuando se disponen de modelos y datos a escala local. Por ejemplo, la estimación de secuestro y almacenamiento de carbono del Inventario de Gases de Efectos Invernadero es producto de estimaciones de cambio de uso del suelo junto con evolución de la biomasa basadas en ecuaciones alométricas obtenidas de parcelas en localizaciones y condiciones ambientales fijas.

En el caso del servicio ecosistémico de purificación del aire en la Región Metropolitana, MMA-ONU Medio Ambiente (2018) extrapola las estimaciones de absorción de material particulado para toda la Región Metropolitana a través de interpolar los valores obtenidos de las parcelas de muestreo a los polígonos de bosque nativo del catastro de vegetación. Esta imputación se realiza según cobertura de bosque y mínima distancia euclidiana entre el centroide de cada polígono de vegetación y las parcelas de muestreo. Mientras la imputación mediante interpolación geográfica es un método comúnmente utilizado en estudios y recomendado por Naciones Unidas (2022), podría no capturar de forma robusta la dinámica espacial del material particulado -influido por condiciones meteorológicas y geográficas- que pueden afectar la estimación del total de remoción de emisiones contaminantes, y luego, sobre la estimación de daños evitados en recursos naturales, materiales y salud humana.

De la misma manera, en la estimación del rendimiento (provisión) de agua, los modelos hidrológicos simples del tipo SWYM de InVEST permiten obtener estimaciones a partir de conocimiento y datos más accesibles, pero pueden producir resultados poco realistas cuando los procesos hidrológicos subyacentes no se describen adecuadamente (Scordo, 2019). En Chile, Benra et al. (2021) estudian el desempeño del modelo entre las regiones de Maule y Magallanes y encuentran que el caudal estimado presenta una baja precisión excepto en la región de Los Ríos, subestimando valores de caudal anual por encima de 1000 mm/año y teniendo un mejor desempeño en cuencas cuyos caudales dependen mayormente de las precipitaciones y un peor desempeño en cuencas alimentadas con nieve que puede acumularse y liberarse de manera gradual para contribuir al flujo base. Scordo et al. (2019) aconsejan verificar la transferibilidad de las estructuras del modelo bajo diferentes condiciones ambientales y determinar qué insumos tienen un mayor impacto sobre los resultados según las características geo-climáticas de la zona de análisis, centrando los esfuerzos en obtener datos de calidad para tales insumos e incorporar la precipitación de nieve y el hielo (o el deshielo) en el modelo SWYM. Las implicancias para el caso de Chile es que el desempeño de este modelo podría mejorarse incorporando flujo base en cuencas con regímenes pluvio-nivales como aquellas ubicadas en la zona del Chile mediterráneo.

En el caso del servicio de retención de sedimentos, Cong et al. (2020) no encuentra diferencias en las distribuciones espaciales de la exportación de sedimentos simulada por SWAT e InVEST. Esto se debería a que la ecuación RUSLE depende fuertemente de un elemento común en ambas plataformas, la topografía del terreno. Similares resultados son encontrados en Luke y Hack (2018) para el sur y oeste de Chiquito en Estados Unidos. Sin embargo, dada la simplicidad del modelo RUSLE, y el bajo número de parámetros, las salidas pueden ser muy sensibles a la mayoría de los parámetros de entrada, por lo cual se recomiendan análisis de sensibilidad. En adición, la falta de datos de calibración para cargas

de sedimentos en cuerpos de aguas superficiales presenta un desafío respecto a contar con parámetros locales para calibración, a lo que se agrega la necesidad de contar con mediciones de sedimentos en cuerpos de agua para la validación de los modelos. El uso de los mismos parámetros del modelo en diferentes cuencas no es óptimo y requeriría un análisis de sensibilidad individual (Hamel y Guswa, 2015; Hamel et al., 2020). Por lo demás, es importante calibrar los modelos discutidos utilizando datos observados (sobre la cantidad y calidad del agua) provenientes de tomas de muestra en terreno o estaciones de monitoreo en cuerpos de aguas superficiales cuando estos se encuentren disponibles. Datos de mala calidad pueden requerir procesos más extenso y complejos de calibración.

4.2 Efecto de la resolución de las fuentes de información

Estimaciones correctas de los servicios ecosistémicos dependen inherentemente de la escala (resolución y extensión) de los datos espaciales de entrada. Datos más gruesos agregan información, pero reducen heterogeneidad y variabilidad. También se producen diferencias sustanciales en el flujo de servicios ecosistémicos cuando se utilizan conjuntos de datos con diferentes niveles de resolución para una misma área geográfica. Esto puede producir inconsistencia tanto en la estimación de valores ecológicos y económicos como en el mapeo de los servicios ecosistémicos. Perennes et al. (2020) señalan que evaluaciones cuantitativas de servicios ecosistémicos de regulación y mantención basadas en mapas cobertura y uso de suelo (LULC) más gruesos no serían adecuadas para representar escalas locales, ya que no son capaces de representar la heterogeneidad espacial asociada a elementos del paisaje que afectan a los servicios ecosistémicos y que sólo aparecen en datos LULC de alta resolución¹⁶. Se esperaría menos divergencia en los resultados de servicios ecosistémicos en entornos homogéneos que en entornos heterogéneos (Bagstad et al. 2018). Datos de alta resolución proporcionan la mayor ganancia de información cuando se busca distinguir características de más tipos de cobertura terrestre.

Bagstad et al. (2018) encuentra que modelos de InVEST para rendimiento estacional de agua y regulación de sedimentos presentan resultados muy diferentes cuando se aplicaron LULC con resoluciones de 30m y 300 m. Kandziora et al. (2013) señalan que puede haber una sobreestimación de los servicios ecosistémicos al utilizar capas de LULC más gruesas en términos de resolución para LULC en comparación con LULC de alta resolución. Benez y Dwavedi (2019) encuentran que los niveles de exportación de nutrientes de InVEST se relacionan inversamente con la resolución del modelo de elevación digital (DEM), es decir, DEM con menor resolución entregan niveles de exportación de nutrientes más altos en comparación con DEM de mejor resolución. Se observaron reducciones de 28% y 30% para nitrógeno y fósforo cuando se utiliza un DEM de 10 metros de resolución en comparación con un DEM de 90 metros de resolución, respectivamente. Nazari-Sharabian et al. (2020) encuentran un bajo impacto de cambios en la resolución del modelo de elevación digital

¹⁶Para servicios ecosistémicos asociados a pequeños espacios verdes en áreas urbanas o paisajes altamente fragmentados, elementos lineales y hábitats pequeños no pueden capturarse mediante datos de resolución espacial más gruesa, y se recomienda resolución espacial de 5 más o más fina para mapear adecuadamente dichos servicios ecosistémicos.

(DEM) sobre los niveles de escorrentía utilizando el modelo SWAT para la cuenca del embalse Mahabad en Irán. Si bien el DEM cambia la distribución de pendientes afectando los parámetros de la superficie, los efectos de resoluciones más finas de DEM – pasando de 90 metros a 30 metros – varían sólo entre un 0,74% y 2,73 %. Hamel et al. (2017) señalan que el modelo de erosión del suelo de InVEST es muy sensible a la resolución del modelo de elevación digital (DEM) y que los efectos del cambio de resolución son específicos al contexto.

A partir de lo anterior, un buen criterio de análisis requeriría acceder a capas de información con alta resolución para una correcta estimación de los servicios ecosistémicos.

5. Cambios en Calidad de los Ecosistemas

Uno de los aspectos menos desarrollados en la literatura sobre servicios ecosistémicos se refiere a la evaluación de los efectos asociados a cambios en calidad de los ecosistemas, ya sea el empeoramiento de su calidad a través de degradación o mejoras de la misma producto de acciones de restauración y manejo. En el SEEA EA, la medición de la calidad de los ecosistemas a través de las Cuentas de Condición forman un parte importante de la contabilidad ambiental (Naciones Unidas, 2021). Estos cambios en calidad afectan la capacidad de los ecosistemas para proporcionar bienes y servicios.

A nivel terrestre, los bosques representan uno de los ecosistemas que provee una mayor variedad de servicios ecosistémicos, y que está sujetos a una mayor degradación (IPBES, 2018). Esta última puede venir de la fragmentación de los bosques, el empobrecimiento de la composición de especies y la pérdida de biomasa y estructura, todo los cuales pueden tener un impacto sustancial en el equilibrio hídrico y la calidad del agua, por ejemplo (World Bank, 2022). La degradación de los bosques reduce potencialmente la recarga de agua subterránea a través de la infiltración en el suelo y aumenta la escorrentía e inundaciones río abajo producto de la mayor impermeabilidad del suelo. La degradación también puede alterar los microclimas y hacer que los bosques sean más susceptibles a incendios - aumentando la recurrencia de estos últimos - afectando negativamente la biomasa y su regeneración. Los efectos de la degradación en bosques se expresan con mayor fuerza en los servicios hídricos de zonas donde el agua es limitada, ya que puede alterar tanto la cantidad como la calidad hídrica aguas abajo, afectando aspectos del equilibrio hídrico, incluidos la evapotranspiración, la escorrentía y la infiltración. (Zhang et al., 2017). Las plantaciones están asociadas a un menor flujo de servicios ecosistémicos que los bosques, pero la magnitud del impacto de las plantaciones sobre los servicios hídricos es muy variable dependiendo de las especies de árboles, el tipo de bioma y la disponibilidad de agua (Balocchi et al. 2023). La pérdida gradual de biomasa vegetal tiende a ser más difícil de detectar que eventos de pérdida abrupta, como incendios, pudiendo estar asociada a indicadores de expansión tales como caminos y asentamientos sobre ecosistemas más prístinos.

Si bien, las diferentes plataformas y modelos de servicios ecosistémicos - tales como InVEST y SWAT – incorporan aproximaciones de cambios en calidad. En el caso de mejoras en la

calidad de los ecosistemas, se tiende a asumir linealidad, tanto en las tasas de crecimiento de las especies arbóreas como en los efectos de acciones de restauración/manejo de los bosques. Sin embargo, las tasas de crecimiento no son lineales, dependen de la condición/edad de cada árbol, y las elasticidades calidad-servicio tienden a ser específicas al sitio donde se aplica el diseño experimental.

En Chile, la mayoría de los estudios que han analizado la relación entre cubierta vegetal e hidrología - calidad y cantidad de agua – han sido llevados a cabo desde 2010 y se concentran entre las regiones de Maule y Los Lagos, particularmente en la región de Los Ríos. Balocchi et al. (2023) revisando la amplia literatura en el tema señalan que las plantaciones forestales consumen más (y liberan menos) agua que el bosque nativo maduro, con una diferencia relativa mayor en la zona de precipitaciones media en Chile, la restauración mediante cambio de cobertura de eucaliptos hacia bosque nativo en el sur de Chile aumenta el caudal gradualmente, y la revegetación con bosque nativo mejora el caudal independientemente del tipo de bosque maduro con que se reemplace¹⁷.

Esta evidencia es altamente variable en términos espaciales y metodológicos. Para el caso de evaluaciones de mejoras en calidad de bosque nativo sobre recursos hídricos, existe evidencia acotada a un área particular de estudio en la Región de Los Ríos que aplica un enfoque experimental de diferencias pre y post-tratamiento para sitios relativamente pequeños (3-6 hectáreas) con características e intervenciones sitio-específicas (Lara et al. 2021). Si es posible aplicar y adaptar esta información para otros sitios, escalas y tipo de intervenciones, además de qué criterios seguir para su uso, son preguntas abiertas que debiesen abordarse para una correcta medición de los impactos de cambios en calidad del bosque nativo sobre servicios ecosistémicos de regulación. Ello ayudaría además a priorizar necesidades de investigación asociadas a servicios ecosistémicos que puedan ser útiles para fines de contabilidad ambiental y políticas públicas.

6. Valoración Económica de Servicios Ecosistémicos de Regulación y Soporte

6.1 Del Alcance de la Valoración Económica

La evaluación del desempeño macroeconómico y microeconómico parte desde diferentes bases conceptuales. En macroeconomía, el desempeño económico se evalúa en base a los agregados económicos, ya sea demanda final, valor agregado o pago a factores productivos, los que son calculados aplicando el concepto de valor de cambio, el cual mide la actividad económica en base a transacciones y precios de mercado (SCN, 2008). La utilización de valores de cambio asegura la integridad y consistencia de las cuentas macroeconómicas, dada la equivalencia en el registro de la cantidad de dinero pagada por el comprador y la cantidad de dinero recibida por el vendedor. Por otra parte, a nivel microeconómico el desempeño de

¹⁷ Al igual que en el resto del mundo, hay escasa evidencia del efecto de la fragmentación sobre el rendimiento y la calidad del agua (World Bank, 2021).

las diversas estructuras de mercado o políticas públicas es evaluado en base a cambios en bienestar, para lo cual es necesario estimar el excedente del productor y consumidor. Dada la naturaleza de las preferencias, el excedente del consumidor es estimado a partir de métodos directos (preferencias declaradas) o indirectos (preferencias establecidas), siendo un concepto de valor que va más allá del valor de cambio utilizado en la macroeconomía (OECD, 2018). Esto tiene importantes implicancias conceptuales y prácticas para la compilación de las cuentas ambientales en términos monetarios, ya que dependiendo del propósito para el cual se quiera estimar el capital natural, las metodologías de valoración y los valores estimados serán diferentes. Particularmente, la implementación de contabilidad económica-ambiental debe basarse en valores de cambio, mientras que aplicaciones de capital natural para políticas públicas debe guiarse por valores de bienestar. La literatura económica ha largamente señalado que, si el objetivo de medición de servicios ecosistémicos es para fundamentar políticas públicas y la toma de decisiones sobre instrumentos de gestión, los precios debieran reflejar condiciones de escasez de recursos y costos de oportunidad que permitan el cálculo de sus valores sombra (Turner et al. 1993; OECD, 2006).

Los servicios de regulación y soporte reflejan interacciones entre la economía y los procesos ecosistémicos que no son únicamente de beneficio para los seres humanos. Además, estos servicios pueden proporcionar beneficios directo a la población o apoyar las actividades económicas, incluyendo tanto servicios finales como los intermedios. Lo anterior implica divergencias entre los valores de bienestar y valores de cambio aplicados a la medición de estos servicios ecosistémicos que deben tenerse en cuenta para una correcta comprensión de la medición del capital natural. Además, estos servicios son altamente variables espacialmente debido a sus determinantes específicos de oferta y demanda a nivel espacial (Naciones Unidas, 2022; Brander et al. 2022). La oferta de servicios ecosistémicos se asocia a procesos y características ecológicas que pueden verse afectadas por la acción humana, tales como la superficie del ecosistema, el nivel de biodiversidad, la fragmentación del ecosistema, la productividad de los suelos y el clima – entre otros. Factores espaciales que afectan a la demanda de servicios ecosistémicos incluyen el número de beneficiarios, las cultura y preferencias, la accesibilidad y disponibilidad de sustitutos y complementos del servicio. La separación geográfica entre el ecosistema que genera el servicio y los beneficiarios que lo reciben añade otra complejidad al proceso. Por lo tanto, la estimación de valores económicos apropiados para servicios ecosistémicos requiere considerar la heterogeneidad espacial de las condiciones biofísicas y socioeconómicas donde estos servicios son producidos y consumidos (Ovando y Brower, 2019)¹⁸.

6.2 De la Existencia de Valores de Cambio para los Servicios Ecosistémicos

¹⁸ Para el caso de políticas públicas y uso a nivel local, Harwell et al. (2024) revisan las herramientas disponibles de parte de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, las cuales presentan un marco consistente de identificación, priorización y métricas de servicios ecosistémicos. U.S EPA (2020) muestra ejemplos de aplicación de este marco hasta cuentas de condición de ecosistemas. La mayor parte de información proveniente de estas referencias están asociadas a los determinantes de la oferta de flujos físicos de servicios ecosistémicos.

Mientras una parte de servicios ecosistémicos, aquellos de aprovisionamiento, se relacionan directa o indirectamente con precios de mercado - reflejando en parte los valores de cambio, la mayor parte de los servicios ecosistémicos de regulación no son transados en el mercado debido a sus características de bien público, y no tienen precios de mercado observables a partir de los cuales elaborar medidas de valor de cambio (NCAVES y MAIA, 2023; Calfucura et al. 2023). Como contrapartida, Naciones Unidas (2021 y 2022) propone - para el caso de servicios ecosistémicos de regulación - utilizar el enfoque de costo de reposición o el método del costo de daños evitados. El primero de ellos estima el valor de los flujos en función de los costos adicionales de la siguiente mejor alternativa para reemplazar el servicio ecosistémico en cuestión. Las condiciones necesarias para su aplicación son que la valoración se base en la alternativa de menor costo y que efectivamente se materialice el reemplazo del servicio en caso de que se pierda. El método del costo de daños evitados estima el valor de los servicios ecosistémicos con base en los costos de los daños que ocurrirían debido a la pérdida de estos servicios.

En la literatura, cuando la información primaria para la valoración económica de servicios ecosistémicos no se encuentra disponible y la realización de estudios de valoración económica es costoso, se tiende a utilizar resultados de otros estudios para transferir valores de beneficios. Estas transferencias de beneficios pueden ser de 3 tipos:

- Transferencia de beneficios unitarios del valor del servicio ecosistémico desde un sitio - ya sea en valor por unidad de superficie o por beneficiario - para estimar valores en otro sitio según la superficies o número de beneficiarios del otro sitio.
- Transferencia de beneficios a través de una función de valor que relaciona el valor de un servicio ecosistémico con las características del ecosistema y los beneficiarios del servicio ecosistémico.
- Transferencia de beneficios a través de funciones de metaanálisis que estiman una función de valor a partir de los resultados de múltiples estudios primarios de múltiples sitios de estudio, junto con información sobre los valores de los parámetros.

Cuando se utiliza la transferencia para la valoración económica de servicios ecosistémicos asociada a cambios en la cobertura y uso del suelo hay diversas precisiones metodológicas que considerar: las características del servicio ecosistémico y sitio, el contexto institucional-económico, las características socioeconómicas de la población, la escala geográfica y temporal (Carolus et al., 2020). Si bien se pueden realizar ajustes al valor unitario que reflejen diferencias de ingreso y precios, es necesario considerar que esto no toma en cuenta el resto de las heterogeneidades espaciales asociadas a condiciones de oferta y demanda de servicios ecosistémicos. La transferencia de beneficios a través de función de valor o metaanálisis puede aprovechar el uso de múltiples estudios para controlar por diferentes variaciones de las condiciones de oferta y demanda para servicios ecosistémicos. En el caso de transferencia de valores unitarios, usualmente los valores unitarios son transferidos a diferentes escalas dado que es fácil acceder y usar datos de LULC. Sin embargo, la heterogeneidad espacial de los sitios o la presencia de economías/deseconomías de escala necesariamente llevarían a

errores de transferencias en dichos casos, por lo que no es adecuado transferir a escalas locales o regionales (Johnston et al. 2018).

La experiencia internacional respecto a la valoración de servicios ecosistémicos de regulación para la contabilidad ambiental es variada pero acotada. En el caso de la Unión Europea, los planes piloto del proyecto MAIA exhiben diversidad de enfoques y simplificaciones para los pocos servicios ecosistémicos de regulación valorados. Respecto al secuestro y almacenamiento de carbono, un común denominador en las experiencias de Alemania, Bélgica, España y Países Bajos es el uso de los precios del mercado de permisos transables de emisión de CO₂ de la Unión Europea (ETS-EU). Sin embargo, en cuanto a recursos hídricos existe variabilidad de enfoques que están condicionados por la disponibilidad de información. En Bélgica, De Nocker et al. (2020) estiman el valor de suministro de agua basado en la cantidad de agua bombeada para suministro de agua potable multiplicada por el precio del agua y un factor asociado a la proporción de la renta del recurso. Este valor siendo variable temporalmente, no lo es espacialmente. En cambio, el servicio de purificación del agua se calcula en base a un modelo hedónico que separa el valor del suelo entre atributos, uno de los cuales es la disponibilidad de agua para regadío para la provincia de Andalucía (Campos et al. 2019). En Grecia, el valor de provisión para agua potable es calculado en base a un costo financiero por m³ único para todo el país, mientras que el valor de provisión de agua para riego se estima en base a su valor residual en el proceso de producción agrícola (MAIA, 2022). La revisión de experiencias muestra que el criterio metodológico de valoración depende nuevamente del contexto institucional asociado a la gestión de recursos hídricos existente en cada país y condicionado a la virtual inexistencia de mercados de derechos privados de agua. Una implicancia de estas restricciones es que la contabilidad ha utilizado valores unitarios del agua - en términos de \$/hectárea o \$/m³ - fijos para todo un territorio, la cual no considera las heterogeneidades espaciales asociados a oferta y uso del recurso.

En Chile, la experiencia en valoración de servicios ecosistémicos de regulación y soporte no ha estado enfocada hacia la contabilidad ambiental, sino que en la evaluación de políticas públicas o instrumentos de políticas públicas. Figueroa y Pastén (2014) utilizan transferencia de beneficios unitarios fijos por hectárea, para estimar los beneficios del flujo de servicios ecosistémicos del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, mientras que Figueroa et al. (2020) realizan una evaluación económica de la Estrategia Nacional de Cambio Climático para Recursos Vegetacionales (ENCCRV) usando valores unitarios fijos de métodos de transferencias de beneficios y costos de reposición para todo el territorio, con excepción de provisión del agua, valorada a precios del mercado de derechos de agua. Una característica relevante de la literatura que ha estudiado los servicios ecosistémicos de regulación y soporte en Chile es que una gran parte sólo ha llegado a estimar la oferta potencial - en términos físicos - de servicios ecosistémicos, abstrayéndose de los aspectos relacionados con su valoración. Esto ha llevado también aproximaciones del valor de servicios ecosistémicos basados sólo en monetizar oferta potencial sin consideración alguna por su demanda real, sobreestimando sustantivamente el valor económico de los servicios ecosistémicos en algunos estudios.

Consideraciones de demanda son claves para la valoración de servicios ecosistémicos – en particular aquellos de regulación y soporte, pero implican desafíos en diversos ámbitos. Primero, la determinación del mercado relevante por el lado de la demanda. Establecer criterios claros para definir quienes son los demandantes o usuarios del servicio es una etapa fundamental de la valoración, ya que estos serán los agentes afectados por variaciones en la oferta de servicios ecosistémicos productos de cambios en LULC o en calidad de los ecosistemas. Adicot y Fenichel (2019) plantean que es necesario definir cuál es el “mercado relevante” para cada servicio ecosistémico - en el mismo espíritu del análisis de organización industrial, ya que la valoración del capital natural debiera ocurrir a una escala espacial y económica definida en función de la sustitución en oferta y demanda para definir los oferentes y usuarios de servicios ecosistémicos. Elementos tales como la escasez relativa, disponibilidad de sustitutos y oportunidades de arbitraje pueden variar en el espacio y tienen el potencial de abrir brechas cuando la escala de análisis varía espacialmente. Segundo, valoraciones basadas en el método de costos de reposición deben cumplir con el supuesto de implementación de la alternativa sustituta más costo-efectiva para su validez, lo cual es muchas veces asumido, pero no chequeado. Restricciones de financiamiento pueden condicionar el cumplimiento de este supuesto, especialmente cuando se quiere escalar valores a un contexto nacional.

Como conclusión, la mayor parte de las aplicaciones de valoración de servicios ecosistémicos de regulación revisadas están basadas en valores unitarios fijos (por hectárea), lo cual no es consistente con la variabilidad espacial que se esperaría desde la teoría para la valoración. Esto viene a responder a la necesidad de tener una estimación gruesa de los valores de servicios ecosistémicos ante la falta de estudios nacionales que estimen valores locales a partir de la aplicación de métodos de costos de reposición y daños evitados – con excepción de la basta literatura de efectos en salud – y el escaso número de estudios internacionales que utilizan estos métodos para sitios con similares características que el territorio de Chile. Esto también ha imposibilitado la estimación de transferencias de funciones de beneficios o metaanálisis. En un área de investigación donde el debate aún no ha sido cerrado (Pinke et al., 2022) se hace necesario recopilar información espacial y desarrollar aproximaciones metodológicas del valor de los servicios ecosistémicos consistentes con la literatura económica y la naturaleza espacial del SEEA EA.

7. Conclusiones

En este documento se realiza una revisión y análisis de la literatura sobre medición y valoración de servicios de regulación para Chile, dadas las complejidades y desafíos que ella involucra. El recuento que hace este trabajo es una contribución al creciente interés de aplicar el enfoque de servicios ecosistémicos en las políticas públicas y los análisis macroeconómicos y financieros. Nos centramos en tres servicios ecosistémicos: 1) servicios de almacenamiento y secuestro de carbono, 2) provisión y purificación de agua, y 3) retención de sedimentos. En particular, existe una creciente demanda de información respecto a los servicios ecosistémicos relacionados al agua por parte de tomadores de decisión, por lo que su cuantificación requiere una representación confiable de los procesos que ocurren en

las cuencas hidrográficas asociados a diferentes fenómenos que afectan la extensión y condición de los ecosistemas, tales como cambios en el uso del suelo o clima. Esto nos permite destacar varios puntos.

Primero, a nivel internacional se observan experiencias heterogéneas en la implementación de cuentas de servicios ecosistémicos de regulación y soporte. Mientras existe un mayor desarrollo de estimaciones de flujos físicos de servicios, la estimación de flujos monetarios de servicios ecosistémicos de regulación es bastante limitada. En ambos casos, los métodos y supuestos aplicados son generalmente ad-hoc a cada país y dependen de los ecosistemas presentes y calidad de la información disponible.

Segundo, en el caso de Chile, las experiencias de medición y servicios ecosistémicos de regulación también son relativamente acotadas. Una estimación más sistemática es la asociada a la captura y almacenamiento de carbono a través del Inventario de Gases de Efecto Invernadero, pero para el resto de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte, sólo existen estudios puntuales acotados a escala de subcuenca o regiones, con excepción de Benra et al. (2021). Este último da cuenta de la necesidad de tener insumos para la modelación biofísica que sean específicos a las características de las zonas bajo estudio e integrar modelos de cuerpos de aguas superficiales con regímenes niveles. Cuando esto no ocurre, se pueden observar divergencias notables entre datos y estimaciones. La robustez de los modelos se puede beneficiar de la calibración y análisis de sensibilidad. La calibración del modelo sigue siendo un aspecto crítico, y a menudo pasado por alto, de la evaluación del desempeño del modelo, especialmente en entornos con datos limitados.

Tercero, las variables ambientales y resolución de las fuentes de información pueden tener un impacto relevante en las estimaciones de servicios ecosistémicos de regulación, lo que implica un trabajo adicional de mejora de información, análisis de relevancia y sensibilización. La heterogeneidad espacial bioclimática condiciona el uso de modelos biofísicos, los cuales necesitan ajustes para obtener mejoras en su desempeño. Por otro lado, fuentes de información más gruesas pueden llevar a producir estimaciones sesgadas para servicios ecosistémicos, por lo que sería recomendable utilizar información lo suficientemente granular para nutrir como insumo en la modelación biofísica. Ejercicios de validación y contraste de los resultados de modelos con data base son necesarios.

Cuarto, respecto a cambios en calidad de los ecosistemas, sus efectos han sido menos estudiados en la literatura. Para Chile, se observa que existe heterogeneidad espacial en los resultados de los estudios, donde la concentración de algunos análisis en regiones específicas y la característica sitio-temporal-específica de los estudios y experimentos realizados imponen desafíos en el uso de dicha información en otros lugares del país. Por ello, resulta necesario establecer criterios y marcos metodológico para el uso de esta información en el análisis de los efectos de cambio en calidad (degradación o mejora) sobre estos servicios ecosistémicos,

Finalmente, la valoración de servicios ecosistémicos de regulación con fines de contabilidad ambiental se encuentra en una etapa inicial alrededor del mundo. Las experiencias piloto del

programa MAIA de la Unión Europea muestran que en general, y a excepción de la captura y almacenamiento de carbono, la valoración de servicios ecosistémicos de regulación – particularmente hídricos – no consideran la variabilidad espacial inherente a los servicios ecosistémicos conforme a lo señalado en la literatura económica. En Chile, análisis aplicados a estrategias y políticas públicas tienden a considerar el uso de transferencias de beneficio unitarios – por hectárea – que adolecen del mismo sesgo señalado para Europa. Esto implica la necesidad de abordar la valoración de los servicios ecosistémicos de regulación en Chile desde una perspectiva espacial dadas las heterogeneidades climáticas, geográficas y socioeconómicas presentes a lo largo del territorio.

Referencias

- Addicott, E. y E. Fenichel (2019). “Spatial aggregation and the value of natural capital”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 95:118-132.
- Ahmad, A., Gilani, H., Ahmad, S. (2021). “Forest aboveground biomass estimation and mapping through high-resolution optical satellite imagery—A literature review”, *Forests*, 12, 914.
- Alfaro, W., D’Apollonio, C., Bobadilla, J., León, C., Cisternas, J., Davinson, F., Cayul, M., Navarro, F. (2020). Evaluación técnica y económica de la función de los bosques y los pilotes de madera en la reducción del riesgo aluvional en la microcuenca peri-urbana abastecedora de agua potable del Estero Las Lavanderas, Villa Mañihuales, Aysén, Chile. *Aqua-LAC Volumen 12(1)*, 32-41.
- Bagstad, K., Cohen, E., Ancona, Z., McNulty, S. y G. Sunc (2018). “The sensitivity of ecosystem service models to choices of input data and spatial resolution”, *Applied Geography*, 93: 25–36.
- Becerra, C., C. Little, Lara, A., Sandoval, J., Osorio, S. y J. Nimptsch (2019). “The Role of Streamside Native Forests on Dissolved Organic Matter in Forested and Agricultural Watersheds in Northwestern Patagonia”, *Forests, MDPI*, 595; doi:10.3390/f10070595
- Benez, F. y P. Dwivedi (2019). Does Quantification of Ecosystem Services Depend Upon Scale (Resolution and Extent)? A Case Study Using the InVEST Nutrient Delivery Ratio Model in Georgia, United States, *Environments*, 6 (52)
- Benra, F., De Frutos, A., Gaglio, M., Alvarez-Garreton, C., Felipe-Lucia, M.m y A. Bonn (2021). “Mapping water ecosystem services: Evaluating InVEST model predictions in data scarce regions”, *Environmental Modelling and Software*, 138: 104982.
- Bonilla, C., Reyes, J. y A. Magri (2012). “Water erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Central Chile”, *Chilean Journal of Agricultural Research*, 70(1):159-169.
- Brander, L., Schägner, J. y de Groot, R. (2022) On the potential use of the Ecosystem Services Valuation Database for valuation in the System of Environmental Economic Accounting, *One Ecosystem* 7, e85085.
- Burke, T., Whyatt, J. D., Rowland, C., Blackburn, G. A. y J. Abbatt (2020). “The influence of land cover data on farm-scale valuations of natural capital”, *Ecosystem Services*, 42: April, 101065.
- Calfucura, E., Avilés-Lucero, F. y G. Peraita (2023). “Contabilidad Económica-Ambiental del Capital Natural: Experiencias y Antecedentes para Chile”, *Estudio Económico Estadístico* N° 138, Banco Central de Chile.
- Campos, P., Caparrós, A., Oviedo, J., Ovando, P., Álvarez-Farizo, B., Díaz-Balteiro, L., Carranza, J., Beguería, S., Díaze, M., Casimiro, A., Martínez-Peña, F., Soliño, M., Álvarez, A., Martínez-Jauregui, M., Pasalodos-Tato, M., De Frutos, P., Aldea, J., Almazán, E., Concepción, E., Mesa, B., Romero, C., Serrano-Notivoli, R., Fernández, C., Torres-Porras, J. y G. Montero (2019). “Bridging the Gap Between National and Ecosystem Accounting Application in Andalusian Forests, Spain”, *Ecological Economics* 157: 218–236.

- Carolus, J., Bredahl, J. y S. Bøye Olsen (2020). “The impacts of three dimensions of (dis)similarities on water quality benefit transfer errors”, *Water Resources and Economics*, 32: 100164.
- Carpenter, S. R., E. M. Bennett, and G. D. Peterson. 2006. Scenarios for ecosystem services: an overview. *Ecology and Society*, 11(1): 29.
- Chinchilla, J., Carbonnel, A. y M. Galleguillos (2021). “Effect of urban tree diversity and condition on surface temperature at the city block scale”, *Urban Forestry & Urban Greening*, 60, 127069.
- Chytry, M., Tichy, L., Hennekens, S. M., Knollova, I., Janssen, J. A., Rodwell, J. S., & Schaminée, J. H. (2020). EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Applied Vegetation Science*, 23(4), 648-675.
- Cong, W., Sun, X., Guo, H. y R. Shan (2020). “Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin”, *Ecological Indicators*, 112:106089.
- Cuevas, J., Little, C., Lobos, D., Lara, A., Pino, M. y A. Acuña (2018). “Nutrient and sediment losses to streams after intervention of Eucalyptus plantations”, *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 18 (2), 576-596.
- Cunha, J., Cabecinha, E., Villasante, S., Balbi, S., Elliott, M. y S. Ramos (2023). “Defining hotspots and coldspots of regulating and maintenance ecosystem services is key to effective marine management – An assessment of a coastal-open sea gradient, Portugal”, *Ocean & Coastal Management*, 245 (1), 106876.
- De Nocker, L., Broekx, S., Liekens, I., Beckx, C., Dams, J., Hambsch, L., Van den Abeele, L., Poelmans, L., De Jong, R. y D. (2020). Pilotproject Natural Capital Accounting in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van het Departement Omgeving, Vlaams Planbureau voor Omgeving.
- Doneus, M.; Miholjek, I.; Mandlbürger, G.; Doneus, N.; Verhoeven, G.; Briese, Ch.; Pregesbauer, M. (2015). "Airborne laser bathymetry for documentation of submerged archaeological sites in shallow water". ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, *Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. XL-5/W5: 99–107.
- Esen, E. y L. Hein (2020). “Development of SEEA water accounts with a hydrological model”, *Science of the Total Environment*, 737:140168.
- Food and Agriculture Organization, (2011). Assessing forest degradation: Towards the development of globally applicable guidelines, Forest Resource Assessment Working Paper 177, Rome.
- Fassnacht, F., Poblete-Olivares, J., Rivero, L., Lopatin, J., Ceballos-Comisso, A. y M. Galleguillos (2021). “Using Sentinel-2 and canopy height models to derive a landscape-level biomass map covering multiple vegetation types”, *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 94:102236.
- Figueroa, E. y R. Pasten (2014). "Economically valuing nature resources to promote conservation: An empirical application to Chile's national system of protected areas," *Papers in Regional Science*, 93(4), 865-888.
- Figueroa, E., Calfucura, E., Papageorgiou, S. y J. Miranda (2020). "Beneficios de Restauración y REDD+ para Bosque Nativo en Chile: Sinergias y Trade-offs entre

- Servicios Ecosistemicos, Eficiencia y Reducción de Pobreza," Working Paper 505, University of Chile, Department of Economics.
- Finisdore, J., Lamothe, K., Rhodes C., Obst, C., Booth, P., Haines-Young, R., Russell, M., Houdet, J., Maynard, S., Wielgus, J. y P. Rowcroft (2021). "Letter to the editor: Using classification systems to integrate ecosystem services with decision making tools", *Ecosystem Services*, 48.
- Gimeno, F., Galleguillos, M., Manushevich, D. y M. Zambrano-Bigiarini (2022). "A coupled modeling approach to assess the effect of forest policies in water provision: A biophysical evaluation of a drought-prone rural catchment in south-central Chile ", *Science of the Total Environment*, 830, 154608.
- Grammatikopoulou, I., Badura, T., Johnston, R., Barton, D., Ferrini, S., Schaafsma, M. y A. La Notte (2023). "Value transfer in ecosystem accounting applications", *Journal of Environmental Management*, 326 (B), 116784.
- Grau-Neira, A., Manushevich, D., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., and Marinao, R. (2022). "Assessment of water provision under different future land use scenarios in the Cauquenes Catchment", EGU22, the 24th EGU General Assembly, held 23-27 May, 2022 in Vienna.
- Grêt-Regamey A, Weibel B, Bagstad KJ, Ferrari M, Geneletti D, Klug H, et al. (2014): "On the Effects of Scale for Ecosystem Services Mapping", *PLoS ONE* 9(12): e112601.
- Hamel, P. y A. Guswa (2015). "Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina", *Hydrology and Earth System Sciences*, 19:839–853.
- Hamel, P., Falinski, K., Sharpa, R., Auerbach, D., Sánchez, M., y P. Denny-Frank (2017). Sediment delivery modeling in practice: Comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions, *Science of The Total Environment*, 580 (15):1381-1388.
- Harwell, M., L. Sharpe, K. Hines, C. Schumacher, S. Kim, G. Ferreira, y Tamara Newcomer Johnson. The EPA Ecosystem Services Tool Selection Portal. *Sustainability*. MDPI, Basel, Switzerland, 16(5):1739, (2024).
- Hein, L., Bagstad, K., Obst, C., Edens, B., Schenau, S., Castillo, G., Soulard, F., Brown, C., Driver, A., Bordt, M., Steurer, A., Harris, R. y A. Caparrós (2020). Progress in natural capital accounting for ecosystems: Global statistical standards are being developed, *Science*, 367(6477): 514-515.
- Hein, L., Remmeb, R., Schenau, S., Bogaart, P., Lofa, M. y E. Horlings (2020). "Ecosystem accounting in the Netherlands", *Ecosystem Services*, 44:101118.
- Henriquez, L., Gironas, J., y S. Vicuña (2015). "Analysis of Future Streamflow Regimes under Global Change Scenarios in Central Chile for Ecosystem Sustainability", *American Geophysical Union*, Fall Meeting 2015, abstract id. GC51E-1134.
- Huang, C., Zhao, D., Liao, Q. y M. Xiao (2023). "Linking landscape dynamics to the relationship between water purification and soil retention", *Ecosystem Services*, 59: 101498.
- HM Treasury UK (2022). Green Book: Central government guidance on appraisal and evaluation. Her Majesty Treasury, United Kingdom.
- IPBES (2018): Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental SciencePolicy Platform on Biodiversity and

- Ecosystem Services. R. Scholes, L. Montanarella, A. Brainich, N. Barger, B. ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus, J. Fisher, T. Gardner, T. G. Holland, F. Kohler, J. S. Kotiaho, G. Von Maltitz, G. Nangendo, R. Pandit, J. Parrotta, M. D. Potts, S. Prince, M. Sankaran and L. Willemen (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IPCC. (2006). Directrices IPCC para la elaboración de inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.
- Johnston, R., Rolfe, J. y E. Zawojcka (2018). “Benefit transfer of environmental and resource values: progress, prospects and challenges”, *International Review of Environmental and Resource Economics*, 12:177–266.
- Julian, C., Nahuelhual, L., Mazzorana, B. y M. Aguayo (2018). “Evaluación del servicio ecosistémico de regulación hídrica ante escenarios de conservación de vegetación nativa y expansión de plantaciones forestales en el centro-sur de Chile”, *BOSQUE* 39(2): 277-289.
- Kandziora, M., Burkhard, B. y F. Müller (2013). “Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution”, *Ecosystem Services*, 4: 47–59.
- Karimi, J., Corstanje, R. y J. Harris (2021). “Bundling ecosystem services at a high resolution in the UK: trade-offs and synergies in urban landscapes”, *Landscape Ecology*, 36:1817–1835.
- Lara, A., Jones, J., Little, C. y N. Vergara (2021). “Streamflow response to native forest restoration in former Eucalyptus plantations in south central Chile”, *Hydrological Processes*, 35: e14270.
- Locher-Krause, K., Lautenbach, S. y M. Volk (2017). “Spatio-temporal change of ecosystem services as a key to understand natural resource utilization in Southern Chile”, *Regional Environmental Change*, 17:2477–2493.
- Maack, J., Kattenborn, T., Fassnacht, F., Enble, F., Hernández, J., Corvalán, P. y B. Koch (2015). “Modeling forest biomass using Very- High-Resolution data—Combining textural, spectral and photogrammetric predictors derived from spaceborne stereo images”, *European Journal of Remote Sensing*, 48:1, 245-261.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., ... & Bidoglio, G. (2020) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN, Publications Office of the European Union, Ispra. ISBN 978-9276178330, JRC120383.
- Martínez, R., Aguayo, M., Stehr, A., Sauvage, S., Echeverría, C. y J. Sánchez-Pérez (2020). “Effect of Land Use/Cover Change on the Hydrological Response of a Southern Center Basin of Chile”, *Water*, 12, 302.
- McNamara, I., Nauditt, A., Zambrano-Bigiarini, M., Ribbe, L. y H. Hann (2021). “Modelling water resources for planning irrigation development in drought-prone southern Chile”, *International Journal of Water Resources Development*, 37:5, 793-818.
- MAIA (2022). Country fact sheets. <https://maiaportal.eu/factsheets>
- Manushevich, D., Sarricolea, P. y M. Galleguillos (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 (2019) 31–42.
- Martinez-Harms, M., Bryan, B., Wood, S., Fisher, D., Law, E., Rhodes, J., Dobbs, C., Biggs, D. y K. Wilson (2018). “Inequality in access to cultural ecosystem services from

- protected areas in the Chilean biodiversity hotspot”, *Science of The Total Environment*, 636 (September), 1128-1138.
- Martínez-Retureta, R., Aguayo, M., Abreu, N., Urrutia, R., Echeverría, C., Lagos, O., Rodríguez-López, L., Duran-Llacer, I. y R. Barra (2022). “Influence of Climate and Land Cover/Use Change on Water Balance: An Approach to Individual and Combined Effects”, *Water*, 14, 2304.
- Mengist, W., Soromessa, T., y G. Legese Feyisa (2020). “A global view of regulatory ecosystem services: existed knowledge, trends, and research gaps”, *Ecological Processes*, 9:40.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2023). Informe del Inventario Nacional de Chile 2022: Inventario nacional de gases de efecto invernadero y otros contaminantes climáticos 1990-2020. División de Cambio Climático. Santiago, Chile.
- MMA-ONU Medio Ambiente (2018). Determinación del Servicio Ecosistémico de Purificación del Aire en el Área del Proyecto GEF Montaña. Estudio encargado a M., C. Dobbs, M. Olave y P. Olave. GEFSEC ID 5135 Ministerio del Medio Ambiente - ONU Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- NCAVES (2021). Ecosystem Accounts for China. Reporto of the NCAVES Project.
- Nedkov, S., Campagne, S., Borisova, B., Krpec, P., Prodanova, H., Kokkoris, I., Hristova, D., Le Clec, D., Santos-Martin, F., Burkhard, B., Bekri, E., Stoycheva, V., Bruzón, A. y P. Dimopoulos (2021).” Modeling water regulation ecosystem services: A review in the context of ecosystem accounting”, *Ecosystem Services*, 56:101458.
- NGFS (2021). “Biodiversity and financial stability: exploring the case for action Central Banks and Supervisors Network for Greening the Financial System”, Junio.
- NGFS (2022). “Statement on Nature-Related Financial Risks. Central Banks and Supervisors Network for Greening the Financial System”, Marzo.
- NGFS (2024a). “Nature-related Financial Risks: a Conceptual Framework to guide Action by Central Banks and Supervisors”, Junio.
- NGFS (2024b). “Considering climate-related risks and transition impact in the sovereign investments of central banks Data, metrics and implementation issues”, Mayo.
- ONS (2021). UK natural capital monetary estimates 2021. The Office for National Statistics (ONS) and the Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra).
- Rodríguez, A., Allendes, J., Beltrán, C., Chaperona, P., Saldarriaga-Córdoba, M., Silva, A. y A. Greza (2020). “Quantifying ecological and economic value of pest control services provided by bats in a vineyard landscape of central Chile”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302(107063).
- Naciones Unidas (2021). “Global Assessment of Environmental-Economic Accounting and Supporting Statistics”.
- Naciones Unidas (2022a). System of Environmental Economic Accounting. Naciones Unidas. <https://seea.un.org/>
- Naciones Unidas (2022b). Guidelines on Biophysical Modelling for Ecosystem Accounting. Naciones Unidas Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, New York.
- Nazari-Sharabian, M., Taheriyoun, M. y M. Karakouzian (2020). Sensitivity analysis of the DEM resolution and effective parameters of runoff yield in the SWAT model: a case study, *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 69 (1): 39–54.

- OECD (2006). *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2018). *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, OECD Publishing, Paris.
- Outeiro, L., Häussermann, V., Viddi, F., Hucke-Gaete, R., Försterr, G., Oyarzo, H., Kosiel, K. y S. Villasante (2015). “Using ecosystem services mapping for marine spatial planning in southern Chile under scenario assessment”, *Ecosystem Services*, 16:341–353.
- Ovando, P. y R. Brouwer (2019). “A review of economic approaches modeling the complex interactions between forest management and watershed services”, *Forest Policy and Economics*, 100: 164-176.
- Pastén, R., Araos, A., Urrutia, M., Salazar, J., Gómez, M. (2023) Valoración económica de los servicios ecosistémicos de los parques nacionales de la Región de Aysén. Programa Austral- Patagonia de la Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Perennes, M., Campagne, S., Müller, F., Roche, P. y B. Burkhard (2020). “Refining the Tiered Approach for Mapping and Assessing Ecosystem Services at the Local Scale: A Case Study in a Rural Landscape in Northern Germany”, *Land*, 9: 348, MDPI.
- Perez-Quezada, J., Moncada, M., Barrales, P., Urrutia-Jalabert, R., Pfeiffer, M., Farías, A. y R. Sagardía (2023). “How much carbon is stored in the terrestrial ecosystems of the Chilean Patagonia?”, *Austral Ecology*, 00:1–11.
- Pinke, Z., Vari, A. y E. Tormane (2022). “Value transfer in economic valuation of ecosystem services – some methodological challenges”, *Ecosystem Services*, 56: 101443.
- Prendez, M. et al. (2019). Urban Trees and Their Relationship with Air Pollution by Particulate Matter and Ozone in Santiago, Chile. In: Henríquez, C., Romero, H. (eds) *Urban Climates in Latin America*. Springer, Cham.
- Price, K., 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: a review. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 465–492.
- Roco, E. (2014). “Uso del modelo SWAT para estudiar los efectos de cambios de uso del suelo en la hidrología, transporte de sedimento fino y en las fuentes de aporte de sedimentos en cuencas experimentales del sur de Chile”, Tesis para optar al Título de Ingeniero Civil en Obras Civiles, Universidad Austral de Chile.
- Sayre, R., Karagulle, D., Frye, C., Boucher, T., Wolff, N. H., Breyer, S., ... & Possingham, H. (2020). An assessment of the representation of ecosystems in global protected areas using new maps of World Climate Regions and World Ecosystems. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00860.
- Sankey et al. (2015). “Predicting watershed post-fire sediment yield with the InVEST sediment retention model: accuracy and uncertainties”, 3rd Joint Federal Interagency Conference.
- Scordo, F., Lavender, T., Seitz, C., Perillo, V., Rusak, J., Piccolo, C. y G. Perillo (2018). Modeling Water Yield: Assessing the Role of Site and Region-Specific Attributes in Determining Model Performance of the InVEST Seasonal Water Yield Model, *Water, MDPI*, 10(11):1496.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J.,

- Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., and Douglass, J. (2018). InVEST 3.7 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Sígala, J., González, M., Prieto, J., Basave, E. y J. Jiménez (2016). "Relaciones alométricas para predecir biomasa en plantas de *Pinus pseudostrobus* cultivadas en diferentes sistemas de producción en vivero", *BOSQUE* (Valdivia), 37(2), 369-378.
- Stehr, A., Debels, P., Romero, F. y H. Alcayaga (2008). "Hydrological modelling with SWAT under conditions of limited data availability: evaluation of results from a Chilean case study", *Hydrological Sciences Journal*, 53:3, 588-601.
- Stehr, A., Debels, P., Romero, F. y H. Alcayaga (2009). "Combining the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) and MODIS imagery to estimate monthly flows in a data-scarce Chilean Andean basin, *Hydrological Sciences Journal*, 54:6, 1053-1067.
- Sutherland, I., Villamagna, A., Ouellet, C., Bennett, E., Chin, A., Yeung, A., Lamothe, K., Tomscha, S. y R. Cormier (2018). "Undervalued and under pressure: A plea for greater attention toward regulating ecosystem services", *Ecological Indicators*, 94 (2): 23-32.
- TNFD (2023).
- Barbosa, O., Colson, D., Duran, P., Godoy, K., Jones, A., Jones, G., Harris, M., Harrison, S., Tierney, M., Trippier, B., Smith, M. & Wright, E. (2019) A Natural Capital Approach to Landscape Planning: a Pilot Project in Colchagua Valley, Chile. JNCC Report No. 634, JNCC, Peterborough, ISSN 0963-8091.
- Turner, K., Pearce, D. y I. Bateman (1993). *Environmental Economics: An Elementary Introduction*. Johns Hopkins University Press.
- Uribe, H. y R. Ruiz (2019). "Riego y Evapotranspiración". Capítulo 6, Descripción y usos de la Red de Agrometeorología INIA, Gustavo Chacón Cruz (editor).
- U.S EPA (2020). "Metrics for National and Regional Assessment of Aquatic, Marine, and Terrestrial Final Ecosystem Goods and Services". EPA645/R-20-002; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2020.
- Vorster, A.G., Evangelista, P.H., Stovall, A.E.L. et al. (2020). "Variability and uncertainty in forest biomass estimates from the tree to landscape scale: the role of allometric equations", *Carbon Balance Management*, 15:8.
- Wagnitz, P., Núñez, J., and Ribbe, L., 2014. Cost of environmental flow during water scarcity in the arid Huasco River basin, northern Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 59 (3–4), 700–712.
- World Bank (2021). *The Effects of Forest Degradation on Ecosystem Services, The Changing Wealth of Nations 2021: Managing Assets for the Future*. Technical Report.

**Estudios Económicos Estadísticos
Banco Central de Chile**

**Studies in Economic Statistics
Central Bank of Chile**

NÚMEROS ANTERIORES

PAST ISSUES

Los Estudios Económicos Estadísticos en versión PDF pueden consultarse en la página en Internet del Banco Central www.bcentral.cl . El precio de la copia impresa es de \$500 dentro de Chile y US\$12 al extranjero. Las solicitudes se pueden hacer por fax al: +56 2 26702231 o por correo electrónico a: bcch@bcentral.cl.

Studies in Economic Statistics in PDF format can be downloaded free of charge from the website www.bcentral.cl . Separate printed versions can be ordered at a price of Ch\$500, or US\$12 from overseas. Orders can be placed by fax: +56 2 26702231 or email: bcch@bcentral.cl.

EEE 142 – Agosto 2023

Evaluación de Servicios Ecosistémicos de Regulación y Soporte: Una Revisión y Hechos Estilizados para Chile
Enrique Calfucura

EEE 141 – Agosto 2023

Valor de mercado de la vivienda y sus componentes de tierra y construcción
Juan José Balsa, Javiera Vásquez

EEE 140 – Agosto 2023

CO2 mitigation from a national accounts' perspective
Felipe Avilés-Lucero, Gabriel Peraita, Camilo Valladares

EEE 139 – Julio 2023

Índice de Precios de Vivienda Banco Central de Chile 2022
Juan José Balsa, Javiera Vásquez

EEE 138 – Abril 2023

Contabilidad Económica-Ambiental del Capital Natural: Experiencias y Antecedentes para Chile
Enrique Calfucura, Felipe Avilés, Gabriel Peraita

EEE 137 – Junio 2022

Caracterización del Factoring Bancario en Chile: 2009-2020
Jorge Fernández, Francisco Vásquez

EEE 136 – Abril 2021

Huella de Carbono para la Economía Chilena 2017
Felipe Avilés-Lucero, Gabriel Peraita, Camilo Valladares

EEE 135 – Julio 2020

External Debt Characterization of Non-Banking Companies in Chile
Jorge Fernández B., Fernando Pino M., Francisco Vásquez L.

EEE 134 – Junio 2020

Mercado de derivados sobre tasas de interés en Chile: Comparación internacional y mercado de Swap Promedio Cámara
Nicole Delpiano, José Miguel Villena

EEE 133 – Mayo 2020

Mercado Cambiario Chileno, una comparación internacional: 1998 a 2019
José Miguel Villena y Alexander Hynes

EEE 132 – Abril 2020

Revisiones en cuentas nacionales trimestrales Chile 2006-2019
Danae Scherman

EEE 131 – Octubre 2019

Un Nuevo Indicador de Endeudamiento de Empresas Chilenas Utilizando Registros Administrativos de Deuda y Actividad
Jorge Fernández y Francisco Vásquez

EEE 130 – Julio 2019

Índice de Avisos Laborales de Internet
Erika Arraño y Katherine Jara

EEE 129 – Febrero 2019

Medidas de Incumplimiento de Empresas Chilenas Basadas en Datos Administrativos
Jorge Fernández y Francisco Vasquez

EEE 128 – Febrero 2019

Assessing Firm Heterogeneity within Industries for the Chilean Economy
Diego Vivanco

EEE 127 – Septiembre 2018

Valoración de la tierra de uso residencial y su contribución al valor de mercado de la vivienda en Chile
Ricardo Flores, Josué Pérez, Francisca Uribe

EEE 126 – Junio 2018

Evolución de los Medios de Pago en Chile y su Incidencia en el Comportamiento de los Componentes de M1
Erika Arraño y Juan Pablo Cova

EEE 125 – Junio 2018

Balance del Banco Central de Chile, 1926 a 2015
Pablo Filippi, José Román y José Miguel Villena

