

INTRODUCCIÓN

Contribución de los ecosistemas de montaña al bienestar humano

Felipe Vásquez Lavín^{1,2*}, Rosanna Ginocchio^{1,3}

1. ANTECEDENTES

Aunque las montañas cubren aproximadamente un 12,5% de la superficie terrestre (sin incluir la Antártica), tienen un gran valor para la naturaleza y los seres humanos; poseen una alta diversidad de elementos abióticos y bióticos, proveen hábitat para el 33% de la biodiversidad terrestre, otorgan más del 50% del agua dulce de la Tierra, abasteciendo a más de 2 billones de habitantes, contienen el 50% de los hotspots de biodiversidad definidos a nivel global y entregan diversos valores culturales y espirituales para millones de personas alrededor del mundo (Grumbine y Xu, 2021). Estas características han determinado que los ecosistemas de montaña tengan una alta relevancia para el bienestar de la población mundial, los que se expresan a través de la gran diversidad de servicios ecosistémicos (SS.EE) que nos brindan (Schirpke et al., 2021). Estos SS.EE incluyen hábitat y biodiversidad, provisión de recursos (p.e. hídricos, alimenticios, medicinales, energéticos, de construcción), regulación del clima y de los peligros ambientales (p.e. deslizamientos, avalanchas), secuestro de Carbono, identidad cultural, actividades recreativas y turismo, entre otros (Ávila-García et al., 2020; Durán et al., 2020;

Li et al., 2020; Schirpke et al., 2020). Dichos SS.EE son provistos a billones de personas que habitan tanto en las montañas como en áreas adyacentes a ellas, aguas abajo. Por ello, los ecosistemas de montaña representan áreas con un alto valor de conservación y han sido propuestos como una herencia natural a nivel global (Chakraborty, 2020).

No obstante, la biodiversidad y provisión de SS.EE de los ecosistemas de montaña, como es el caso de los Andes, se reducen con rapidez (Chakraborty, 2020). Esto porque la demanda de estos servicios por parte del hombre excede al suministro que este ecosistema brinda, limitando así su suministro a futuro. De ahí la importancia de hacer un uso sustentable de estos ecosistemas y conservar su biodiversidad. Para ello, es fundamental conocer los componentes estructurales y funcionales de los ecosistemas de montaña, así como los SS.EE que proveen. Si bien los ecosistemas de montaña de la zona central de Chile cuentan con una gran base de información ecológica (p.e. Cavieres et al., 2000; Ginocchio et al., 2008; Cianferoni et al., 2013), que se enriquece con los capítulos dispuestos en esta publicación, es innegable que la mayor parte de los estudios realizados sobre SS.EE aportados por los ecosistemas de montaña se han realizado

en el hemisferio norte y en los Andes tropicales y subtropicales (Mengist et al., 2020).

Dentro de las principales amenazas identificadas a la provisión actual y futura de SS.EE en los ecosistemas de montaña están la sobreexplotación de recursos, el cambio de uso del suelo y el cambio climático (Dean et al., 2021; Grêt-Regamey y Weibel, 2020; Inglis y Vukomanovic, 2020; Jäger et al., 2020; Mao et al., 2021; Nogués-Bravo et al., 2007; Rogora et al., 2018), seguidas por la invasión por especies exóticas y la contaminación por deposición de Nitrógeno atmosférico. En el caso del cambio de uso del suelo, actividades antrópicas como el turismo, la urbanización y la deforestación causan una importante disminución en la biodiversidad, alteran las interacciones bióticas y aumentan la fragmentación de los ecosistemas de montaña, con la consecuente

alteración de su estructura y funcionamiento (Chakraborty, 2020). En el caso del cambio climático, las proyecciones indican que su interacción con la biodiversidad será compleja y que las variaciones en la distribución de las especies en el gradiente de altitud dependerán de los cambios abióticos que ocurran (p.e. temperatura, patrón de precipitaciones, humedad relativa, duración de la cobertura de nieve) y de los procesos ecológicos alterados por dicho cambio (Payne et al., 2017). Sin embargo, la mayoría de los estudios realizados sobre estas amenazas son más bien locales y/o se han realizado en otros lugares del mundo. De esta forma, es claro que se requieren mayores estudios en los ecosistemas de montaña de nuestro país, ya que los SS.EE que proveen serán aún más esenciales en el mediano y largo plazo.

Los ecosistemas de montaña representan áreas con un alto valor de conservación y han sido propuestos como una herencia natural a nivel global (Chakraborty, 2020).



1. Center of Applied Ecology and Sustainability, Pontificia Universidad Católica de Chile. Av. Libertador Bernardo O'Higgins 340, Santiago, Chile.

2. Facultad de Economía y Negocios, Universidad del Desarrollo. Ainaivillo 456, Concepción, Chile.

3. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. Av. Vicuña Mackenna 4860, Macul, Santiago, Chile. *fvlavín@gmail.com

Otras amenazas indirectas a la biodiversidad y provisión de SS.EE en ecosistemas de montaña a nivel global consisten en factores económicos, demográficos, o socio-económicos (Grumbine y Xu, 2021). Minimizar dichas amenazas requiere en forma urgente cambios de fondo tanto en los modelos económicos que rigen a estos ecosistemas (p.e. subsistencia vs orientado al mercado; sobreexplotación de recursos vs uso sustentable), como en la forma de gobernanza y en la definición de las políticas públicas para estos territorios (Payne et al., 2017). Por ejemplo, la toma de decisiones sobre estos ecosistemas es normalmente realizada por parte de actores que no habitan estos territorios, y donde muchas veces se excluye a las poblaciones que habitan estos sistemas (Grumbine y Shu, 2021). Avanzar en estos cambios permitirá mitigar los impactos ya producidos y avanzar a un manejo sustentable de estos ecosistemas, a partir del esfuerzo conjunto de las comunidades locales, tomadores de decisiones en políticas públicas, operadores turísticos o científicos de distintas disciplinas (p.e. sociólogos, conservacionistas) a nivel local, regional e internacional, tarea que no es fácil.

A lo largo de este libro se presenta evidencia acerca de componentes abióticos, bióticos y humanos que se suman a la evidencia ya disponible para los ecosistemas de montaña de la cuenca alta del río Mapocho, Chile central. Con dicha información, será posible identificar, cuantificar, modelar y mapear los SS.EE, además de entender las percepciones humanas y sugerir políticas de conservación y restauración más adecuadas para ellos (Figura 1).

La evaluación de los SS.EE tiene como objetivo proveer información al proceso de toma de decisiones y diseño de políticas públicas (Dang et al., 2021) que involucre tanto al sector público como a las empresas y comunidades que interactúan en el territorio, considerando la contribución de ellos a la mitigación y adaptación al cambio climático global. La forma de abordar el uso racional y sustentable de los SS.EE de montaña es una pregunta abierta. Existen muchos vacíos de información y metodológicos que deben ser resueltos adecuadamente de una forma interdisciplinaria y a través de procesos de co-construcción entre los actores relevantes, tanto públicos como privados. Entender la estructura y las funciones de los ecosistemas, medir y contabilizar los SS.EE, identificar los usuarios relevantes y sus percepciones, definir los distintos estresores que afectan la provisión de SS.EE, identificar los servicios más valorados y sus beneficiarios y buscar formas apropiadas de compatibilizar entre distintos tipos de uso y la conservación, son algunos de estos desafíos.

El objetivo final de este proceso es que el diseño de las políticas públicas y las intervenciones del sector privado ponderen adecuadamente los beneficios y costos asociados a los SS.EE disponibles para diferentes grupos de interés y que identifiquen las políticas públicas más eficientes y eficaces para proteger la provisión de SS.EE. Esta tarea es sin duda compleja, porque no se cuenta con todo el conocimiento necesario sobre provisión de SS.EE y, además, se requiere aunar voluntades políticas que no siempre están disponibles para resolver los conflictos de uso. Preguntas que aún no están del todo resueltas son ¿qué políticas están disponibles para

proteger y restaurar los ecosistemas, particularmente los de montaña? ¿Cómo evaluamos y comparamos distintas políticas? ¿Cómo se implementan una vez seleccionadas? Los primeros pasos para responder estas interrogantes derivan de la información científica y técnica que se presenta en las primeras secciones del libro, y algunas de las propuestas de participación y conservación de ecosistemas que se presentan en la tercera sección, como es el caso de aquellos planes que se desarrollan en la comuna de Lo Barnechea y el Santuario de la Naturaleza Los Nogales.

Un aspecto que ha ocupado gran parte de la atención sobre los SS.EE, es su valoración económica como insumo para el proceso de toma de decisiones sobre inversiones públicas y privadas, y la aprobación y ejecución de distintos tipos de regulación ambiental (Costanza, 2008; Costanza et al., 1997; Costanza et al., 2014; De Groot et al., 2010; De Groot et al., 2002). Este interés refleja el hecho de que el bienestar de las personas descansa fuertemente en la salud de los ecosistemas (Dang et al., 2021) y gran parte de este bienestar se puede expresar en términos económicos. La evaluación, cuantificación y valoración de los SS.EE provee evidencia para ponderar los costos y beneficios de alternativas de conservación y así compatibilizarlas con estrategias de desarrollo económico, planificación territorial, cambio de uso de suelo, mitigación del cambio climático y reducción de la pobreza (Loc et al., 2018).

Actualmente, muchos SS.EE no poseen un mercado donde sean comercializados y considerados adecuadamente en un análisis costo-beneficio de políticas públicas o de intervenciones privadas que alteren su provisión. En otras palabras, la mayoría de los SS.EE no tiene un peso económico en las decisiones de proyectos, y aparecen como si en la práctica tuviesen un "costo cero". Esto se debe a que, desde la perspectiva económica, la mayoría de estos SS.EE se consideran bienes públicos¹. Un bien público es un bien en el cual no hay rivalidad en el consumo y no se puede excluir a nadie de su acceso una vez que este está disponible. Por ejemplo, la función de regulación del clima es la misma "cantidad" para todos los individuos, y una vez que existe, está disponible para todos y no es posible o factible evitar que alguien se beneficie de

ella. En contraste, con bienes privados es posible tanto la rivalidad ("si consumo una manzana esta no está disponible para los demás") y la exclusión ("puedo no asignar manzanas a una persona").

La economía de los ecosistemas y la biodiversidad (TEEB, por sus siglas en inglés) concluye que la falta de valoración económica de los servicios provistos por la naturaleza es la principal razón de su degradación y pérdida, por lo que, si se logra cuantificar el valor económico de estos servicios, se podrán incorporar en la toma de decisiones. Esta idea es reforzada en Martín-López et al. (2009), quienes indican que la valoración de SS.EE constituye una herramienta para los tomadores de decisiones en relación a los efectos de cambios en la biodiversidad y los ecosistemas.

La valoración económica no es la única forma de aproximarse a la importancia que la sociedad le da a los SS.EE. De acuerdo a De Groot et al. (2002) el valor de los ecosistemas se divide en tres tipos: el valor ecológico, el valor sociocultural y el valor económico. Este último concepto, es sin embargo uno de los más utilizados y el que es más fácil de incorporar en procesos de evaluación de políticas públicas.

De los distintos bienes y SS.EE que proveen los ecosistemas de montaña, aquellos relacionados con el agua y la recreación son los más valorados, tanto en términos económicos como sociales. Con respecto a los bienes, la producción de agua para uso doméstico, industrial y agrícola son los más relevantes, mientras que los servicios pueden ser agrupados en cuatro tipos: purificación/filtración de agua, regulación del flujo de agua, control de erosión y sedimentación, y preservación de hábitat (Postel y Thompson Jr, 2005).

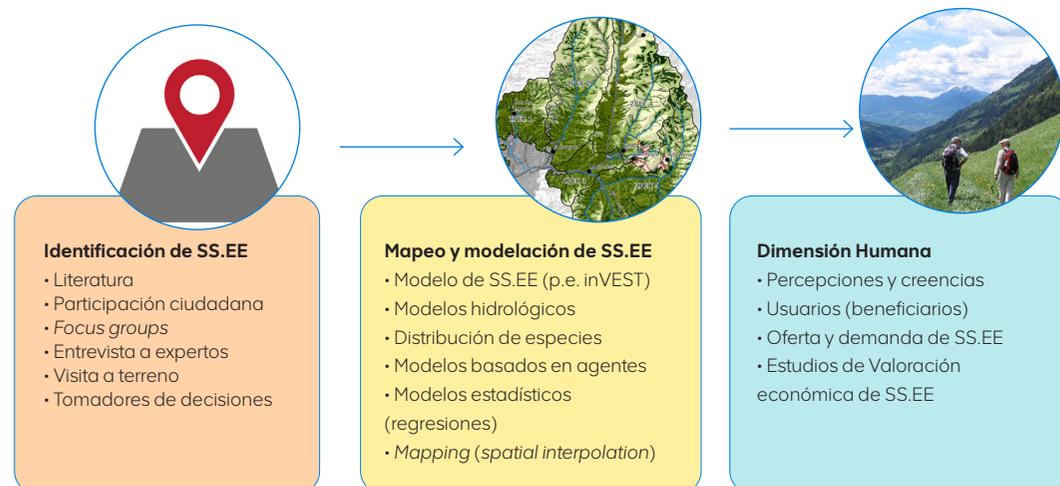


Figura 1. Etapas en la evaluación de Servicios Ecosistémicos (SS.EE).

1. Notar que en términos económicos un bien público NO es un bien proveído por el Estado. Esta diferencia conceptual con otras ciencias ha generado dificultades para construir un lenguaje común para abordar el diseño de políticas públicas en el contexto de SS.EE.

2. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y FUNCIONES ECOSISTÉMICAS

Un ecosistema se entiende como el conjunto de componentes abióticos (capítulos del 1 al 3) y bióticos (capítulos del 4 al 6) de un sistema natural y sus interacciones. Una labor fundamental para asegurar la protección y la conservación de los ecosistemas es entender y medir su composición y funcionamiento. No obstante, para disminuir las actuales tasas de degradación ambiental no basta con entender y medir sus rasgos, sino que es necesario comprender la relación del ecosistema con el bienestar humano (capítulos del 7 al 10) (Englund et al., 2017; MEA, 2005; Seppelt et al., 2011; TEEB, 2010). Con este último propósito surge el concepto de servicios ecosistémicos.

Las personas se relacionan con los ecosistemas de diversas formas. Por un lado, reciben los beneficios de los SS.EE directa e indirectamente. Por otra parte,

la actividad antrópica puede alterar la salud de los ecosistemas -generalmente en forma negativa-, pero también puede intervenir con fines de mejorar la condición de los ecosistemas. Las personas alteramos los ecosistemas porque a través de ello mejoramos nuestro nivel de bienestar, satisfacción o felicidad. No obstante, medir bienestar humano es una tarea compleja que ha requerido un esfuerzo de diálogo permanente entre la ecología y la economía. Se hace fundamental integrar los diferentes marcos conceptuales para estandarizar una definición y una forma de medición que relacione los SS.EE con el bienestar de las personas y que permita aportar a la toma de decisiones en el ámbito de las políticas públicas.

Desde la década de los 90's existe una gran cantidad de iniciativas que buscan visualizar los beneficios que los ecosistemas proporcionan a los seres humanos. Dentro de los primeros acercamientos desde la ecología se encuentra el trabajo de Daily (1997) quien define los SS.EE como "los beneficios a la sociedad desde

los ecosistemas". Por su parte, Costanza et al. (1997) complejizan esta conceptualización al diferenciar entre funciones ecosistémicas (propiedades o procesos) y beneficios (bienes y servicios) a la población, que derivan directa o indirectamente de las funciones del ecosistema. Tanto las funciones como los beneficios ecosistémicos son relevantes desde la perspectiva del bienestar humano, pero estos autores reconocen una diferencia entre servicios intermedios y finales (Costanza, 2008). Los servicios intermedios se usan en la producción de servicios finales que son directa o indirectamente "consumidos" por los individuos de la sociedad. Esta distinción enriquece el problema, pero a la vez lo complejiza, porque una correcta evaluación de los SS.EE requiere identificar cuáles de estos servicios son intermedios o finales, para evitar una doble contabilización en el análisis de la política. Costanza et al. (1997) identificaron 17 categorías de SS.EE (provisión de agua, regulación climática, etc.), pero advierten que un ecosistema puede tener más de una función, que una función puede tener más de un beneficio, y del mismo modo, un beneficio puede derivar de más de una función ecosistémica (producción conjunta).

Más recientemente, la literatura ha proporcionado varias clasificaciones de SS.EE, provenientes de iniciativas como la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Mathé y Rey-Valette, 2015; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Sumarga et al., 2015; Tekken et al., 2017), la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (Brander et al., 2010; De Groot et al., 2002; Malinga et al., 2015) y de investigadores que buscan operacionalizar el concepto. De este modo, los SS.EE se clasifican en cuatro grupos: 1) Provisión, que incluye productos como alimentos, madera, agua y energía, 2) Regulación de los procesos ecosistémicos, como control de inundaciones y de plagas, purificación de agua y aire, 3) Culturales, asociados a bienes inmateriales e intangibles como la recreación, espirituales y contemplación estética, y 4) Soporte, servicio que permite la existencia de los anteriores, como la producción primaria y el ciclo de nutrientes, entre otros. La Tabla 1 presenta estas categorías con algunos de los servicios identificados en ecosistemas de montaña y si son cubiertos en los capítulos de este libro.

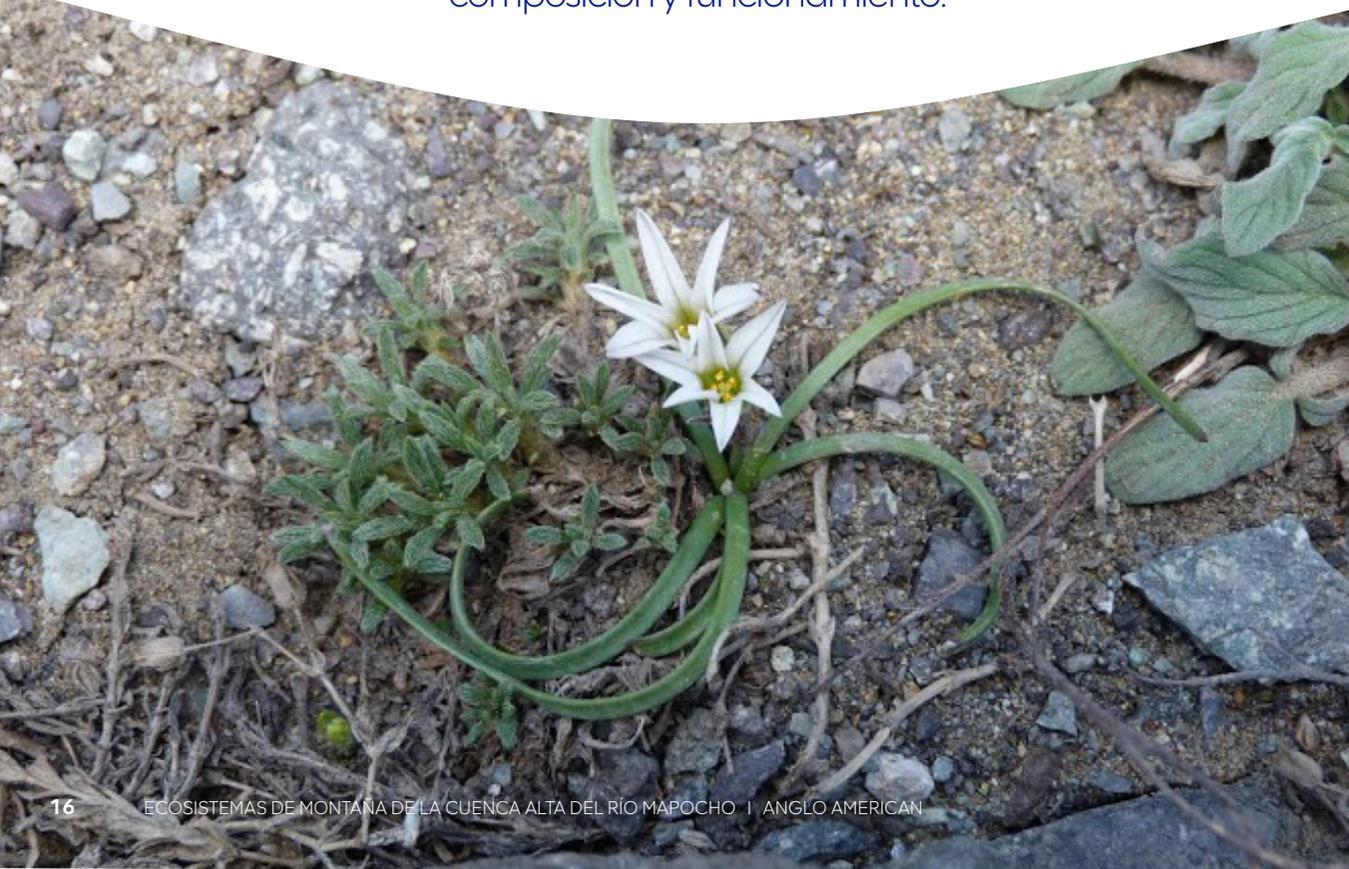
Otra aproximación utilizada corresponde al concepto de Bienes y Servicios Ecosistémicos Finales propuesto por Landers y Nahlik (2013). En esta se definen clases ambientales, categorías de beneficiarios

y para cada una de ellas se definen los bienes y servicios ecosistémicos finales. Una forma de entender estos servicios finales es considerando cómo portan al bienestar humano y que son producidos principalmente por los ecosistemas, con adiciones menores de capital y trabajo. Esta clasificación de SS.EE pone de manifiesto un elemento clave: el análisis requiere la interacción de dos jerarquías, una asociada a los ecosistemas y la otra asociada a sus beneficiarios. De esta forma, se identifica una relación única entre los SS.EE y sus beneficiarios, la que permite contribuir a su correcta valoración económica. Por ejemplo, si dos beneficiarios utilizan la misma fuente de agua para dos actividades diferentes (consumo humano y dilución de nutrientes), estaríamos en presencia de dos servicios finales distintos, lo que implica dos tipos distintos de valor asociados al mismo servicio ecosistémico.

La Agencia Ambiental de la Unión Europea (AEMA) propuso la "Clasificación Común Internacional de Servicios Ecosistémicos" (Haines-Young y Potschin, 2010), o CICES en sus siglas en inglés, que corresponde a un esfuerzo internacional para acordar una clasificación común de SS.EE. La CICES mantiene la definición de SS.EE, pero recomienda solo considerar como servicios a aquellos que dependan fundamentalmente de procesos "vivos", y no de los procesos abióticos (Haines-Young y Potschin, 2010). Según la CICES la clasificación de SS.EE incluye: a) Aprovechamiento para nutrición, materiales y productos energéticos de los sistemas vivos derivados de materiales biológicos (biomasa) y derivados del agua; b) Regulación y mantenimiento que cubre todos los modos en que los organismos vivos pueden mediar o moderar el entorno ambiental que afecta a la sociedad, lo que abarca la degradación de residuos y sustancias tóxicas e integra la mediación de los flujos sólidos, líquidos y gaseosos (transporte de masas), así como los distintos cambios fisicoquímicos y biológicos del ambiente de las personas. Finalmente, considera c) Servicios Culturales que cubren todo lo no material, y normalmente no consuntivo, de los ecosistemas que afectan a los estados físicos y mentales de las personas.

A nivel nacional, el Ministerio del Medio Ambiente de Chile (MMA) sigue la definición sugerida por De Groot et al. (2010). Sin embargo, respecto a su clasificación el MMA utiliza el marco conceptual de la "Cascada de los Servicios Ecosistémicos" (CSE), reportado por Haines-Young y Potschin (2010), que conecta las estructuras y procesos ecosistémicos con los elementos que afectan

Una labor fundamental para asegurar la protección y la conservación de los ecosistemas es entender y medir su composición y funcionamiento.



el bienestar humano. Esta propuesta de clasificación se diferencia de la propuesta sugerida por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005) que distingue los servicios y beneficios, entendiendo que estos últimos son los que contribuyen al bienestar humano (Fisher y Turner, 2008). Además, la definición utilizada por el MMA discrimina entre servicios intermedios o de contribución indirecta (soporte) y los servicios finales o de contribución directa (provisión, regulación y mantenimiento, y culturales), con el fin de evitar la doble contabilización de beneficios. Esta definición resulta consistente con varias definiciones alternativas propuestas en la literatura (Costanza, 2008; Fisher y Turner, 2008).

3. EL CAMINO HACIA UNA EVALUACIÓN ADECUADA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Existen diversas brechas en la evaluación de los SS.EE en ecosistemas de montaña, tanto a nivel internacional como nacional. Una de las principales limitantes para la evaluación de los SS.EE y su incorporación en el proceso de toma de decisiones es la falta explícita de información o de datos (De Groot et al., 2010). Para disminuir esta brecha se requiere contar con información sobre los SS.EE a diversas escalas espaciales (local, distrito, provincia, nacional, etc.) y temporales (cambios históricos, un momento en el tiempo, periodos cortos, medianos o largos) (Turner

et al., 2016). Esto es particularmente importante en el análisis de los SS.EE culturales y de soporte, que requieren de datos primarios costosos de levantar (Maes et al., 2012; Shoyama et al., 2017; Wolff et al., 2015). Las escalas de información utilizadas deben dar cuenta de la heterogeneidad y la continuidad de los SS.EE, en particular en ecosistemas pequeños (Malinga et al., 2015), como nuestros ecosistemas de montaña, para los cuales se requiere una resolución más fina con el fin de que sean útiles para la toma de decisiones (Bagstad et al., 2013). Si estos datos no están disponibles, se induce a una simplificación de la evaluación de los SS.EE, particularmente cuando se estiman a través del uso de *proxies*. De esta forma, esta información podría no ser suficiente para el proceso de toma de decisiones (Eigenbrod et al., 2010), dificultando el aporte a la política pública y a la toma adecuada de decisiones.

Otra brecha en la evaluación de los SS.EE es entender su interacción: las posibles sinergias que emergen entre ellos y cómo ellas afectan al ser humano (Englund et al., 2017; Seppelt et al., 2011; Stephens et al., 2015). Específicamente, la provisión de algunos SS.EE puede implicar la reducción en la producción de otro, mientras que en algunos casos pueden existir sinergias. Por ejemplo, un servicio de provisión puede ser la generación de madera o leña para consumo humano, pero esto a su vez reduce la oferta de otros SS.EE como la polinización, la oferta hídrica y las oportunidades de recreación.

La última brecha para contribuir en el proceso de toma de decisiones es la correcta valorización económica de los SS.EE. El valor económico obviamente deriva del uso de los recursos. No obstante, el valor económico también incluye un valor de existencia,

Tabla 1. Servicios Ecosistémicos identificados en ecosistemas de montaña. Basado en datos de Gret-Regamey et al. (2012).

Categoría	Servicio	Presentes en áreas de montaña	Cubiertos en esta publicación
Provisión	Alimentos	✓	
	Materias Primas	✓	
	Agua	✓	✓
	Recursos Genéticos y Medicinas	✓	✓
	Recursos Ornamentales	✓	
Regulación	Prevención de Erosión	✓	✓
	Regulación del Clima	✓	
	Control Biológico	✓	
	Polinización		
	Regulación calidad del aire	✓	✓
	Regulación calidad del agua	✓	
	Mantenimiento de fertilidad del suelo	✓	
	Regulación flujos de agua	✓	✓
Regulación eventos extremos	✓	✓	
Cultural	Tratamiento de desechos		
	Belleza escénica	✓	✓
	Información para desarrollo cognitivo		
	Recreación y turismo	✓	✓
Soporte/hábitat	Inspiración para cultura y arte	✓	
	Mantenimiento biodiversidad	✓	
	Mantenimiento del ciclo de vida	✓	
	Mantenimiento de la diversidad genética	✓	✓

Una de las principales limitantes para la evaluación de los servicios ecosistémicos y su incorporación en el proceso de toma de decisiones es la falta explícita de información o de datos.



legado o herencia que no está ligado al uso del recurso. El valor económico se puede dividir en dos categorías: valor de uso y el valor de no uso, los que sumados generan el valor económico total (Pearce, 2001; TEEB, 2010). En el caso de ecosistemas de montaña, un valor de uso directo es el uso consuntivo de recursos hídricos, mientras que un uso no consuntivo es la belleza escénica de estas áreas.

Existen variados enfoques metodológicos para la valoración de estos SS.EE (Brander et al., 2010; Izko y Burneo, 2003), que se pueden clasificar de la siguiente manera:

- **Enfoques basados en mercados:** emplean información de mercados reales (precios, costos evitados o inducidos, costos de reemplazo o costos de restauración, y funciones de producción) para reflejar las preferencias de individuos por un determinado servicio ecosistémico (Bishop, 1999). Estas técnicas generalmente sirven para valorar servicios de provisión, como es el caso de agua para consumo humano o los productos madereros y no madereros.
- **Preferencias reveladas (método de precios hedónicos y costo de viaje):** se determina el valor del servicio ecosistémico en forma indirecta a través de la observación del comportamiento de los individuos en mercados relacionados, como el mercado de la vivienda o en el de actividades turísticas. Estas técnicas se utilizan para valorar los servicios culturales (de recreación o amenidades ambientales).
- **Preferencias declaradas (valoración contingente y experimentos de elección):** se utiliza cuando no existen mercados directos o indirectos donde se pueda observar un comportamiento. Sus métodos surgen principalmente para capturar el valor de no uso de los SS.EE. Para ello sitúan al individuo en escenarios de mercados simulados del servicio ecosistémico donde los individuos pueden declarar su valoración por el servicio (Vásquez Lavín et al., 2007).

En el caso particular de valoración de los SS.EE, se ha popularizado a partir de varios trabajos de Costanza et al. (1997) y Costanza et al. (2014) el uso de un método llamado Transferencia de Beneficios. Este es un enfoque de tipo indirecto, pues se basa en otros estudios de valoración. Surge principalmente ante la falta de información específica del ecosistema bajo estudio y ante la imposibilidad de levantar información en terreno. El método consiste en la estimación del valor del SS.EE a través de la transferencia del valor obtenido en otros estudios de valoración para un servicio similar (Brander et al., 2010; Osorio, 2006). Las técnicas de transferencia de beneficios son consideradas un "segundo mejor", ya que son una buena forma de aproximar el valor de un bien o servicio ambiental cuando el investigador no dispone de tiempo o recursos para llevar a cabo un estudio original.

Frente a todas estas alternativas, este libro intenta aportar a las limitantes de información existentes para algunos de los SS.EE relevantes de los ecosistemas de montaña de nuestro país, con énfasis en la cuenca alta del río Mapocho. En nuestra opinión, la brecha más importante consiste en proveer una clara vinculación entre la evaluación y medición de los SS.EE con un análisis económico y social. Estas etapas se han desarrollado generalmente en forma separada, limitando su utilidad en el proceso de toma de decisiones con el fin de identificar intervenciones y políticas públicas que puedan implementarse para proteger en forma adecuada estos ecosistemas de montaña en Chile. Algunas de estas políticas están relacionadas con el uso del suelo, el manejo de los residuos, el manejo de riesgos, la mitigación o adaptación al cambio climático, la restauración y el manejo sustentable. No obstante, dejamos identificado el camino que se requiere para aproximarse al análisis económico y social de estos SS.EE, con el fin de incorporar esta información en el proceso de toma de decisiones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a ANID PIA/BASAL FB0002.

REFERENCIAS

- Ávila-García, D., Morató, J., Pérez-Maussán, A. I., Santillán-Carvantes, P., Alvarado, J., y Comín, F. A. (2020). Impacts of alternative land-use policies on water ecosystem services in the Río Grande de Comitán-Lagos de Montebello watershed, México. *Ecosystem Services*, 45.
- Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., y Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, 27-39.
- Bishop, J. T. (Ed.). (1999). *Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries*. International Institute for Environment and Development. London.
- Brander, L., Gomez-Baggethun, E., Martin-Lopez, B., y Verma, M. (2010). Chapter 5: The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. TEEB—the economics of ecosystems and biodiversity: the Ecological and Economic Foundations. <http://teebweb.org> [Último acceso el 26 de octubre de 2021].
- Cavieres, L. A. C., Peñaloza, A., y Arrollo, M. K. (2000). Altitudinal vegetation belts in the high-Andes of central Chile (33 S). *Revista chilena de historia natural*, 7(3), 331-344.
- Chakraborty, A. (2020). Mountains as a global heritage: arguments for conserving the natural diversity of mountain regions. *Heritage*, 3(2), 198-207.
- Cianferoni, F., Yanez, R. P., Palma, R. E., Garin, C. F., y Torres-Perez, F. (2013). Deep divergences within *Liolaemus nigroviridis* (Squamata, Liolaemidae) lineages associated with sky islands in central Chile. *Zootaxa*, 3619(1), 59-69.
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350-352.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., y Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., y Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158.
- Daily, G. C. (1997). *Nature's services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC, USA.
- Dang, A. N., Jackson, B. M., Benavidez, R., y Tomscha, S. A. (2021). Review of ecosystem service assessments: Pathways for policy integration in Southeast Asia. *Ecosystem Services*, 49, 101266. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101266>
- De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., y Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7, 260-272.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41, 393-408.
- Dean, G., Rivera-Ferre, M. G., Rosas-Casals, M., y Lopez-i-Gelats, F. (2021). Nature's contribution to people as a framework for examining socioecological systems: The case of pastoral systems. *Ecosystem Services*, 49(4):101265. <https://10.1016/j.ecoser.2021.101265>
- Durán, M., Canals, R. M., Sáez, J. L., Ferrer, V., y Lera-López, F. (2020). Disruption of traditional land use regimes causes an economic loss of provisioning services in high-mountain grasslands. *Ecosystem Services*, 46, 101200. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101200>
- Eigenbrod, F., Armsworth, P. R., Anderson, B. J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D. B., Thomas, C. D., y Gaston, K. J. (2010). The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47, 377-385.
- Englund, O., Berndes, G., y Cederberg, C. (2017). How to analyse ecosystem services in landscapes—A systematic review. *Ecological Indicators*, 73, 492-504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.009>
- Fisher, B., y Turner, R. K. (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological conservation*, 141, 1167-1169. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>

Ginocchio, R., Hepp, J., Bustamante, E., Silva, Y., De La Fuente, L. M., Casale, J. F., De La Harpe, JP., Urrestarazu, P., Anik, V., y Montenegro, G. (2008). Importance of water quality on plant abundance and diversity in high-alpine meadows of the Yerba Loca Natural Sanctuary at the Andes of north-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81(4), 469-488.

Grêt-Regamey, A., y Weibel, B. (2020). Global assessment of mountain ecosystem services using earth observation data. *Ecosystem Services* 46, 101213. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101213>

Grumbine, R. E., y Xu, J. (2021). Mountain futures: pursuing innovative adaptations in coupled social ecological systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(6), 342-348. <https://doi.org/10.1002/fee.2345>

Haines-Young, R., Potschin, M. (2010). *Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting*. *European Environment Agency*, 30. [Último acceso el 2 de noviembre de 2021].

Inglis, N. C., Vukomanovic, J. (2020). Climate change disproportionately affects visual quality of cultural ecosystem services in a mountain region. *Ecosystem Services*, 45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101190>

Izko, X., Burneo, D. (2003). *Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos*. *Oficina Regional para América del Sur de la UICN*. Unión Mundial para la Naturaleza, Ginebra, Suiza.

Jäger, H., Peratoner, G., Tappeiner, U., y Tasser, E. (2020). Grassland biomass balance in the European Alps: current and future ecosystem service perspectives. *Ecosystem Services*, 45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101163>

Landers, D. H., y Nahlik, A.M. (2013). *Final ecosystem goods and services classification system (FECS-CS)*. Anonymous EPA United States Environmental Protection Agency. Report Number EPA/600/R-13/ORD-004914.

Li, J., Bai, Y., y Alatalo, J. M. (2020). Impacts of rural tourism-driven land use change on ecosystem services provision in Erhai Lake Basin, China.

Ecosystem Services, 42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101081>

Loc, H. H., Irvine, K. N., Diep, N. T. H., Quyen, N. T. K., Tue, N. N., y Shimizu, Y. (2018). The legal aspects of Ecosystem Services in agricultural land pricing, some implications from a case study in Vietnam's Mekong Delta. *Ecosystem Services* 29, 360-369. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.019>

Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L., y Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1, 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G., y Lindborg, R. (2015). Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services*, 13, 57-63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.006>

Mao, Z., Centanni, J., Pommereau, F., Stokes, A., y Gaucherel, C. (2021). Maintaining biodiversity promotes the multifunctionality of social-ecological systems: holistic modelling of a mountain system. *Ecosystem Services*, 47. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101220>

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., González, J. A., Lomas, P. L., y Montes, C. (2009). The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: rethinking concepts and research needs. En J. B. Aronoff (Ed.), *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues* (pp. 261-282).

Mathé, S., Rey-Valette, H. (2015). Local Knowledge of Pond Fish-Farming Ecosystem Services: Management Implications of Stakeholders' Perceptions in Three Different Contexts (Brazil, France and Indonesia). *Sustainability*, 7, 7644-7666.

Mengist, W., Soromessa, T., y Legese, G. (2020). Ecosystem services research in mountainous regions: a systematic literature review on current knowledge and research gaps. *Science of the Total Environment*, 702, 134581.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. Washington, DC.

Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Errea, y M., Martínez-Rica, J. (2007). Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environmental Change*, 17, 420-428. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.11.007>

Osorio, J. D. (2006). El método de transferencia de beneficios para la valoración económica de servicios ambientales: estado del arte y aplicaciones. *Semestre económico* 9, 107-124.

Pearce, D. W. (2001). The economic value of forest ecosystems. *Ecosystem Health*, 7, 284-296. <https://doi.org/10.1046/j.1526-0992.2001.01037.x>

Payne, D., Spehn, E. M., Snethlage, M., y Fischer, M. (2017). Opportunities for research on mountain biodiversity under global change. *Current opinion in environmental sustainability*, 29, 40-47.

Postel, S. L., y Thompson Jr, B.H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98-108.

Rogora, M., Frate, L., Carranza, M., Freppaz, M., Stanisci, A., Bertani, I., Bottarin, R., Brambilla, A., Canullo, R., y Carbognani, M. (2018). Assessment of climate change effects on mountain ecosystems through a cross-site analysis in the Alps and Apennines. *Science of the total environment*, 624, 1429-1442.

Schirpke, U., Scolozzi, R., Dean, G., Haller, A., Jäger, H., Kister, J., Kovács, B., Sarmiento, F. O., Sattler, B., y Schleyer, C. (2020). Cultural ecosystem services in mountain regions: Conceptualising conflicts among users and limitations of use. *Ecosystem Services*, 46.

Schirpke, U., Wang, G., y Padoa-Schioppa, E. (2021). Editorial: Mountain landscapes: Protected areas, ecosystem services, and future challenges. *Ecosystem Services*, 49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101302>

Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., y Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48, 630-636.

Shoyama, K., Kamiyama, C., Morimoto, J., Ooba, M., y Okuro, T. (2017). A review of modeling approaches for ecosystem services assessment in the Asian region. *Ecosystem Services*, 26, 316-328.

Stephens, P. A., Pettorelli, N., Barlow, J., Whittingham, M. J., y Cadotte, M.W. (2015). Management by proxy? The use of indices in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1-6.

Sumarga, E., Hein, L., Edens, B., y Suwarno, A. (2015). Mapping monetary values of ecosystem services in support of developing ecosystem accounts. *Ecosystem Services*, 12, 71-83.

TEEB (2010). *Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. [Último acceso el 3 de noviembre de 2021]

Tekken, V., Spangenberg, J.H., Burkhard, B., Escalada, M., Stoll-Kleemann, S., Truong, D. T., y Settele, J. (2017). "Things are different now": Farmer perceptions of cultural ecosystem services of traditional rice landscapes in Vietnam and the Philippines. *Ecosystem Services*, 25, 153-166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.010>

Turner, K. G., Anderson, S., Gonzales-Chang, M., Costanza, R., Courville, S., Dalgaard, T., Dominati, E., Kubiszewski, I., Ogilvy, S., Porfiro, L., Ratna, N., Sandhu, H., Sutton, P. C., Svenning, J. -C., Turner, G.M., Varennes, Y.-D., Voinov, A., y Wratten, S. (2016). A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, 319, 190-207.

Wolff, S., Schulp, C. J. E., Verburg, P.H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological indicators* 55, 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>

Vásquez Lavín, F., Cerda Urrutia, A., y Orrego Suaza, S. (2007). *Valoración económica del ambiente: Fundamentos económicos, econométricos y aplicaciones*. Thomson Learning. Buenos Aires, Argentina.