AngloAmerican

Ecosistemas de montaña de la cuenca alta del río Mapocho

AngloAmerican

Centro UC
CAPES - Center of Applied
Ecology & Sustainability

Ecosistemas de montaña de la cuenca alta del río Mapocho

ECOSISTEMAS DE MONTAÑA DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO MAPOCHO

ISBN: 978-956-404-945-8
Diciembre 2021

Coordinación Editorial:
Fabiola Orrego M.

Equipo editorial:
Anglo American
Rafael Ascanio

Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad - CAPES
Fabiola Orrego
Rosanna Ginocchio
Luz María de la Fuente

Diseño y diagramación:
Verónica Zurita

Imprenta:
Alerce Talrreres Gráficos

ÍNDICE

Presentación 8 Página
Marcela Bocchetto

Prólogo 10 Página
Fabiola Orrego, Rafael Ascanio

Introducción 12 Página
Felipe Vásquez, Rosanna Ginocchio

SECCIÓN 1: ANTECEDENTES ABIÓTICOS

CAPÍTULO 1 26 Página
Hidrología y química de aguas en la cuenca alta del río Mapocho.
Santiago Montserrat, Salvador Quezada, Dimitri Dionizis, Paula Ojeda y Miguel Lagos-Zuñiga.

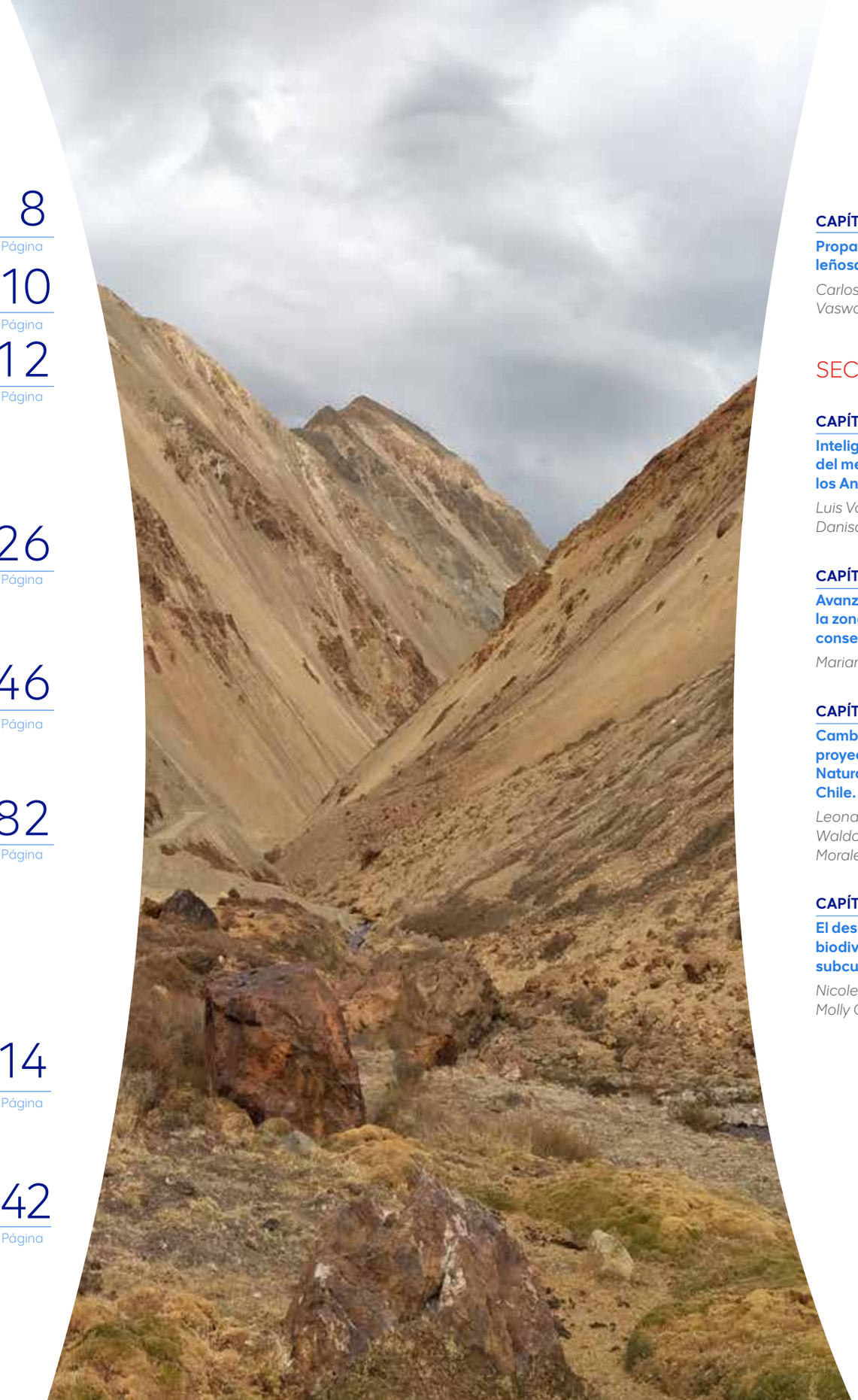
CAPÍTULO 2 46 Página
Glaciares en la cuenca alta del río Mapocho: variaciones y características principales.
Cedomir Marangunic, Felipe Ugalde, Ashley Apey, Idoia Armendáriz, Martín Bustamante y Cristián Peralta.

CAPÍTULO 3 82 Página
Remociones en masa asociadas a lluvias intensas (*rainfall-induced*) en escenarios de cambio climático en la cuenca del estero Yerba Loca, Chile central.
Jorge Clavero, Bárbara Droguett, Nicolás Bambach, Waldo Pérez-Martínez, Igor Aguirre, Valentina Ramírez, Paulina Vidal-Páez, Idania Briceño-Urbaneja y Alejandro Tamayo.

SECCIÓN 2: ANTECEDENTES BIÓTICOS

CAPÍTULO 4 114 Página
Flora y vegetación de la porción alta de la cuenca del estero Ortiga, S.N. Los Nogales, Región Metropolitana.
Miguel Escobar, Diego Correa, Gustavo Girón, Luis Faúndez y Patricio Saldivia.

CAPÍTULO 5 142 Página
Antecedentes ecológicos del Puma *Puma concolor* (Linneo 177 1) en ambientes altoandinos de Chile central.
Gabriel Lobos, Gianina Tapia, Alejandra Alzamora, Nicolás Rebolledo, Hugo Salinas, Juan Carlos Trujillos, Gustavo Girón y Rafael Ascanio.



CAPÍTULO 6 158 Página
Propagación, producción y establecimiento de especies leñosas de alta montaña con fines de restauración.
Carlos Magni, Iván Grez, Eduardo Martínez, Betsabé Abarca, Suraj Vaswani, Nicole Toro y Ángela Faúndez.

SECCIÓN 3: ANTECEDENTES HUMANOS

CAPÍTULO 7 186 Página
Inteligencia territorial aplicada a la planificación sistémica del medio ambiente y la sostenibilidad en la cordillera de los Andes.
Luis Valenzuela, Tomás Folch, Alexis Gamboa, John Treimun, Danisa Moya, Andrea Castro, Alejandra Vázquez y Camila Romero.

CAPÍTULO 8 208 Página
Avanzando hacia una gestión efectiva de la biodiversidad en la zona de montaña de Lo Barnechea utilizando estándares de conservación.
Mariana Thienel, Nicole Püschel, Claudia Silva y Bárbara Saavedra.

CAPÍTULO 9 228 Página
Cambio climático, recursos vegetacionales y ganadería: proyecto piloto de restauración pasiva en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales, Región Metropolitana de Santiago, Chile.
Leonardo Durán, Alejandro Venegas-González, Waldo Pérez-Martínez, Paulina Vidal-Páez, Cristina Aravena, Narkis Morales, Idania Briceño-de-Urbaneja y Alejandro Tamayo.

CAPÍTULO 10 248 Página
El desafío de la gestión integrada de cambio climático y biodiversidad en el sector corporativo: un ejemplo en la subcuenca del río Mapocho alto.
Nicole Püschel-Hoeneisen, Antonieta Eguren, Bárbara Saavedra y Molly Cross.

AngloAmerican

Ecosistemas de montaña de la cuenca alta del río Mapocho

AngloAmerican

PRESENTACIÓN

Anglo American opera la mina Los Bronces, yacimiento con más de 150 años de historia, en la alta cordillera de la Región Metropolitana, en un ecosistema mediterráneo de alta sensibilidad. Por ello, asumimos como parte de nuestra gestión la importancia de avanzar rápidamente hacia una visión ecosistémica e integral del territorio, del conjunto de elementos presentes en él y de cómo nuestra actividad interactúa con este entorno.

A partir de esta mirada, estamos implementando diversas medidas para reducir en forma progresiva nuestra huella ambiental en el marco de un plan con metas de corto, mediano y largo plazo, junto con asumir también la necesidad de generar estrategias que permitan proteger y conservar la biodiversidad del territorio. En el nuevo escenario global surge la necesidad de generar y compartir más conocimiento sobre nuestro entorno con una mirada de desarrollo sostenible.

Durante años hemos estudiado –junto a universidades, científicos y expertos– la zona de montaña de Lo Barnechea y sus principales cuencas, para asegurar su sustentabilidad en el largo plazo. Esto nos ha permitido contar con información significativa sobre la situación de los glaciares, de los recursos hídricos y la flora y fauna que rodea a Los Bronces.

Los resultados obtenidos durante el desarrollo de los diferentes trabajos realizados representan un importante cúmulo de conocimientos del más alto nivel, validados por la comunidad científica, y son un enorme aporte a la ciencia nacional, así como a la gestión territorial.

Esperamos que los datos, proyecciones y propuestas descritas en esta publicación se conviertan en un insumo útil para la discusión de políticas públicas, estrategias de conservación y actividades productivas que conversen de mejor manera con la situación actual y futura de este valioso ecosistema. Sabemos que existen muchos desafíos sociales y ambientales en la zona que requieren de la participación activa de diversos actores locales y, dentro de ese panorama, este libro se incorpora como una nueva capa de evidencia que nos permite comprender cómo el funcionamiento de este sistema cambiará en el futuro y cómo podemos tomar parte en su conservación. Adicionalmente, esperamos que su lectura les resulte provechosa y los reencante con estos ecosistemas tanto como a nosotros.

Marcela Bocchetto
Gerenta Carbono Neutralidad y Biodiversidad
Anglo American

AngloAmerican

Prólogo

La cordillera de los Andes de la Región Metropolitana aloja, en su gran extensión, distintos ecosistemas de gran valor ambiental, así como para la población. Diversos componentes de estos ecosistemas han sido explorados e investigados por naturalistas y científicos, en lo que constituye la base teórica que nos acerca a la montaña, incluso si jamás la hemos visitado. Sin embargo, los antecedentes recopilados en la cordillera de los Andes centrales palidece al ser comparada con otros ecosistemas de la zona central, como el bosque esclerófilo o el intermareal rocoso. En este contexto, la necesidad de contar con información actualizada y de calidad sobre el estado de los ecosistemas de montaña y los desafíos ambientales que enfrenta a nivel local y global son los principios que motivaron la elaboración de este libro.

Esta publicación, impulsada por Anglo American y editada por el Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad de la Pontificia Universidad Católica de Chile, pone a su disposición evidencia científica y técnica que deriva de investigaciones y actividades territoriales realizadas por académicos, consultores y profesionales en la comuna de Lo Barnechea y la cuenca alta del río Mapocho con el fin de conocer y caracterizar los componentes bióticos, abióticos y humanos presentes en estos ecosistemas de montaña, así como identificar, dimensionar y enfrentar las consecuencias de la actividad humana en una zona altamente sensible a las consecuencias del cambio climático.

Los capítulos que se presentan en este libro tienen un interés común: comprender y describir los procesos naturales y humanos que ocurren en los ecosistemas de la cuenca alta del río Mapocho, proyectar su dinámica futura y establecer estrategias colaborativas para mitigar efectos negativos producidos por el cambio climático. La evidencia acumulada para esta publicación es extensa y con nuevos datos que contribuyen a cerrar brechas de información y experiencias que tratamos de incorporar de la mejor forma posible. Para facilitar la lectura, dividimos el libro en tres secciones, las cuales abordan grandes núcleos de conocimiento:

En la sección 1, componentes abióticos, se presentan datos y proyecciones con respecto a la geografía y geología de los ecosistemas de montaña. En particular, hemos puesto atención a la composición y química de aguas en la cuenca alta del río Mapocho, la dinámica histórica y futura de distintos tipos de glaciares presentes en la zona y una serie de proyecciones acerca de la remoción de masa causada por lluvias intensas en el valle del estero Yerba Loca.

En la sección 2, componentes bióticos, se presenta un estudio sobre la vegetación presente en el estero Ortiga, parte del Santuario de la Naturaleza Los Nogales; un estudio sobre la abundancia, dieta y distribución de carnívoros en la Cordillera de Los Andes de las regiones de Valparaíso y Metropolitana, y los principales resultados y desafíos derivados del plan de propagación de especies leñosas altoandinas en el sector de Laguna Seca, también en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales.

La sección 3 presenta los resultados del trabajo con las **comunidades humanas** que viven e interactúan en el territorio. Primero, se presenta un estudio de planificación territorial donde distintos atributos naturales y sociales del territorio son priorizados para su conservación por la población que lo habita. Luego, se presentan los primeros antecedentes del estudio socioecológico de las veranadas, actividad histórica esencial para el sustento de las comunidades ganaderas de la alta montaña. Finalmente, se muestran los principios teóricos para la gestión integrada del plan de conservación a realizarse en la cuenca alta del río Mapocho y su aplicación a través de un enfoque de estándares de conservación, cuyo análisis considera la adaptación al cambio climático.

Todos estos antecedentes se han dispuesto de forma tal de establecer un hilo entre las características del territorio, la biota que lo coloniza y las comunidades humanas que lo habitan. En cada una de estas secciones se plasma la experiencia y conocimiento del equipo de autores quienes presentan de forma clara los valores ecosistémicos, los desafíos técnicos y humanos y las tareas pendientes para un desarrollo sustentable de la montaña, que reconozca su valor y permita su conservación.

Más allá de la presentación de datos, hemos puesto especial atención en que la forma de narrar los valores y desafíos de estos sistemas, así como los diferentes estudios e investigaciones que se realizaron en cada sitio, sean claras y útiles para el lector. Con esa intención, se presentan mapas, un resumen gráfico y un glosario en cada capítulo que esperamos contribuyan a hacer más amena su lectura.

Un paso esencial para proyectar las actividades de conservación, rehabilitación y desarrollo que se llevarán a cabo en la zona durante el futuro requiere del levantamiento continuo de información, y por supuesto, su divulgación a todo el público interesado.

Sinceramente, esperamos que este libro contribuya a avanzar en esa dirección.

Rafael Ascanio
Gerencia de Carbono Neutralidad y
Biodiversidad Anglo American

Fabiola Orrego
Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad
Pontificia Universidad Católica de Chile

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.

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. Ainavillo 456, Concepción, Chile.
*3. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontifica Universidad Católica de Chile. Av. Vicuña Mackenna 4860, Macul, Santiago, Chile. * fvlavin@gmail.com*

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).

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.

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

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 públicos[1]. 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).

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).

Mas 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 Asessment, 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 pestes, 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) Aprovisionamiento 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 mantención, 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	✓	✓
	Mantención de fertilidad del suelo	✓	
	Regulación flujos de agua	✓	✓
	Regulación eventos extremos	✓	✓
	Tratamiento de desechos		
Cultural	Belleza escénica	✓	✓
	Información para desarrollo cognitivo		
	Recreación y turismo	✓	✓
	Inspiración para cultura y arte	✓	
Soporte/hábitat	Mantención biodiversidad	✓	
	Mantención del ciclo de vida	✓	
	Mantención 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 Willemen, 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 (FEGS-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 ecosystems 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., Willemen, L., Liquete, 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: rethinkingconcepts 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., Martinez-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., Porfirio, 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.

1

SECCIÓN 1

ANTECEDENTES ABIÓTICOS

CAPÍTULO 1 / Sección 1

Hidrología y química de aguas en la cuenca alta del río Mapocho

Santiago Montserrat[1], Salvador Quezada[1], Dimitri Dionizis[1], Paula Ojeda[1] y Miguel Lagos-Zuñiga[1,2].*

1. Advanced Mining Technology Center, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Av. Tupper 2007, Santiago, Chile.
2. Departamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Av. Blanco Encalada 2002, Santiago, Chile.
**santiago.montserrat@amtc.cl*

RESUMEN

En este trabajo se presenta una caracterización hidroquímica de la cuenca alta del río Mapocho y se analizan posibles cambios futuros debido a proyecciones climáticas en el periodo (2030-2060). La cuenca alta del río Mapocho se caracteriza por la presencia de Drenaje Ácido de Roca (ARD) en una de sus cuencas de cabecera, que condiciona la calidad de aguas del sistema. Además, en unas de sus subcuencas se desarrolla la operación minera de Anglo American Sur. Los resultados del estudio muestran que la calidad de las aguas está fuertemente relacionada con la hidrología de la cuenca, en particular con los procesos nivo-glaciares, y la geología de sus cuencas de cabecera. Proyecciones de cambio hidrológico sugieren una disminución importante de la escorrentía y un aumento del derretimiento glaciar como consecuencia del incremento de las temperaturas. En el futuro, esto se traduciría en un empeoramiento en la calidad de las aguas de la cuenca.

1. INTRODUCCIÓN

Las cuencas andinas, generalmente dominadas por procesos nivales, juegan un rol fundamental en el suministro hídrico de regiones más bajas, sosteniendo sistemas naturales, a la población y actividades económicas (Barnett et al., 2005; Viviroli et al., 2007). Por otro lado, la calidad química de las aguas generadas en estos sistemas depende principalmente de la geología y actividades productivas desarrolladas en dichos sistemas (Valenzuela-Diaz et al., 2020).

En estas cadenas montañosas es posible encontrar depósitos ricos en minerales, particularmente reservas de pórfido de cobre (Cu) en zonas con rocas con alteración hidrotermal. Estos sistemas suministran actualmente cerca de las tres cuartas partes del cobre mundial, la mitad del molibdeno (Mo) y aproximadamente un quinto del oro (Au) (Sillitoe, 2010). Si las rocas mineralizadas quedan expuestas a la superficie de manera natural, estas son meteorizadas por el ambiente y, en presencia de agua (lluvia o deshielo), pueden generar aguas ácidas ricas en metales y sulfatos, denominadas Drenaje Ácido de Roca (ARD por sus siglas en inglés) (Bigham y Nordstrom, 2000). La actividad minera, ya sea por la construcción de rajos, túneles, procesos de conminución y generación de residuos reactivos como botaderos o relaves, pueden aumentar la superficie de rocas mineralizadas en contacto con el ambiente, aumentando la generación de aguas ácidas. En este caso se denominan Drenaje Ácido de Mina (**AMD**

Las proyecciones de cambio climático sugieren:

↑ 3,5 °C

a finales del siglo XXI

645 km²

Zona de estudio, entre los 966 m s.n.m y los 4.900 m s.n.m.

La precipitación media anual en la cuenca estudiada alcanza

832 mm

con una fuerte variabilidad interanual (~35% de la precipitación media anual).

por sus siglas en inglés) (Bigham y Nordstrom, 2000; Caraballo et al., 2013, 2016). De esta manera, la única diferencia entre ARD y AMD es que el primero es de origen natural, mientras que el segundo deriva de actividades antrópicas (Valenzuela-Diaz et al., 2020).

Según Naciones Unidas, el drenaje ácido de mina (AMD) será uno de los principales y más desafiantes problemas ambientales que enfrentará la sociedad en los próximos años (Valenzuela-Diaz et al., 2020; Zarroca et al., 2021). Esto, debido a su potencial impacto en la calidad de las aguas, el que se manifiesta en aguas de bajo pH, alta conductividad eléctrica y alta concentración de metales y sulfatos (Dold, 2017; Valenzuela-Diaz et al., 2020). Este fenómeno es particularmente importante en zonas donde la actividad minera comenzó antes de la promulgación de leyes relacionadas con la protección del medio ambiente. En estos casos, los datos de calidad de aguas en condiciones previas a la minería son nulos o escasos, lo que dificulta generar líneas base de calidad (Valenzuela-Diaz et al., 2020). Por ello, entender el origen y dinámica de ARD y AMD en cuencas de montaña resulta de gran interés para poder asistir a los responsables de la toma de decisiones en temas ambientales, como quienes elaboran estudios de impacto ambiental (EIA) o implementan estrategias de reducción y mitigación de AMD (Zegers et al., 2021).

La mezcla de las aguas ácidas con otras neutras o alcalinas, y con bajo contenido de metales y sulfatos es el principal mecanismo natural de atenuación del AMD y ARD en los sistemas de pórfidos cupríferos. Considerando que la química de las aguas depende de los procesos de interacción agua-roca y mezcla a lo largo de la cuenca, la fuente y distribución temporal de las aguas resultan de gran importancia en la atenuación del AMD y ARD (Zegers et al., 2021).

Las proyecciones de cambio climático sugieren un aumento en las temperaturas a finales del siglo XXI de 3,5 °C y una disminución de las precipitaciones promedio de hasta un 30% en el escenario de emisiones RCP8.5[1]. Esto se traduce en una disminución de la cantidad de nieve y escorrentía superficial, así como una mayor tasa de derretimiento glaciar (DGA, 2018; Bozkurt et al., 2018). Además, el potencial impacto sobre el régimen hidrológico de una determinada cuenca no sólo estará asociado a menores caudales, sino también a cambios respecto de su distribución temporal y espacial. El régimen de caudales en cuencas de montaña depende de los eventos de lluvia o nieve y de su almacenamiento a lo largo de la cuenca (Williams et al., 2015). En cuencas pluviales, los caudales están concentrados en el tiempo (crecida) y distribuidos a lo largo de la cuenca. En cambio, en cuencas nivales, los procesos de acumulación y derretimiento de la nieve distribuyen el caudal tanto en el espacio como en el tiempo. En el caso de los glaciares, la fuente de agua está muy localizada, pero se distribuye a lo largo de varias escalas de tiempo (Jones et al., 2019). Por último, el retroceso glaciar puede exponer nuevas áreas a procesos de meteorización, aumentando así las fuentes de ARD (Huss et al., 2017).

Dada la relación entre los procesos de ARD y AMD con la hidrología, es esperable que cambios en el clima impacten en la calidad de aguas de ciertos ambientes de montaña (Furniss et al., 1999). Observaciones realizadas en las últimas décadas sugieren que condiciones más secas y cálidas derivadas del cambio climático son responsables del deterioro de la calidad de las aguas en zonas de montaña con mineralización de sulfuros metálicos alrededor del mundo (Zarroca et al., 2021).

En este trabajo, se presenta un ejercicio de caracterización hidroquímica desarrollado en la cuenca alta del río Mapocho, la que se caracteriza por ser una cuenca de montaña con ARD y actividad minera. Esta cuenca se ubica al este de la ciudad de Santiago y constituye una importante fuente de recursos hídricos para la ciudad. La cuenca se caracteriza por su gran altura, siendo los procesos de derretimiento nival y glaciar determinantes en el régimen hidrológico y la calidad de las aguas. Finalmente, se analizan los posibles efectos del cambio climático en la hidrología de la cuenca, y cómo esta podría afectar la calidad de aguas del sistema.

1. Este escenario supone altas emisiones de gases de efecto invernadero sin medidas de adaptación-mitigación. Este escenario traería como consecuencia un incremento en la forzante radiativa de 8,5W/m² a finales de siglo.

2. METODOLOGÍA

2.1. Zona de estudio

La zona de estudio comprende la cuenca alta del río Mapocho, definida por la ubicación de la estación fluviométrica administrada por la Dirección General de Aguas (DGA) Mapocho en Los Almendros (MLA, Figura 1). Esta cuenca se ubica al este de la ciudad de Santiago, comprende un área total de 645 km² y se desarrolla desde los 966 m s.n.m. hasta los cerca de 4.900 m s.n.m. En estas altas cotas se registra la presencia de glaciares, tanto blancos como rocosos, los que representan cerca de un 3% del área total de la cuenca. La cuenca MLA está formada por tres subcuencas principales:

Río San Francisco (SF): Comprende un área total de 108 km², de los cuales el 4,4% corresponde a glaciares rocosos. En ella no se presentan glaciares blancos. En SF se desarrolla la actividad minera de Anglo American Sur (AAS), particularmente en la quebrada Disputada. En 1996, AAS implementó una estrategia de remediación del AMD de la quebrada Disputada. Esta quebrada fue hidrológicamente aislada del resto de la cuenca de SF mediante la construcción de un muro corta fuga, el que previene la salida de aguas que interactúan con la actividad minera en la quebrada Disputada. Desde entonces, el único flujo de salida desde la quebrada Disputada proviene desde un canal perimetral que recolecta las aguas en el sector de Aguada de Los Machos, la que no entra en contacto con la actividad minera.

Estero Yerba Loca (YL): Esta cuenca es un área protegida bajo categoría de Santuario de la Naturaleza y preservación ecológica. Comprende un área total de 119 km², con un 8,1% del área cubierta por glaciares (2,4% rocosos y 5,7% blancos). En la cabecera de la cuenca se encuentra un complejo de brechas ígneo/hidrotermales con al menos dos centros de mineralización de pórfidos de cobre conocidos como Los Sulfatos y La Paloma, los cuales presentan mineralización de pirita (FeS_2) y calcopirita ($CuFeS_2$) en sus niveles más someros (Toro et al., 2012). Durante el periodo de deshielo, las aguas de derretimiento de nieve y glaciares interactúan con las rocas mineralizadas y con zonas donde existe alteración hidrotermal con presencia de jarosita y alunita (Gutiérrez, 2015). Dicha interacción produce drenaje ácido de roca (ARD), caracterizado por aguas ácidas con pH en torno a 3 y altas conductividades eléctricas, principalmente debido a la alta concentración de sulfatos, calcio y otras especies minerales disueltas (Gutiérrez, 2015; Jorquera et al., 2014; Valenzuela-Diaz et al., 2020). Aguas abajo, las aguas ácidas generadas por el ARD reciben aportes de aguas sin dicha influencia. Es decir, se mezclan con aguas neutras a alcalinas y con bajo contenido metálico, lo cual genera una dilución y neutralización progresiva.

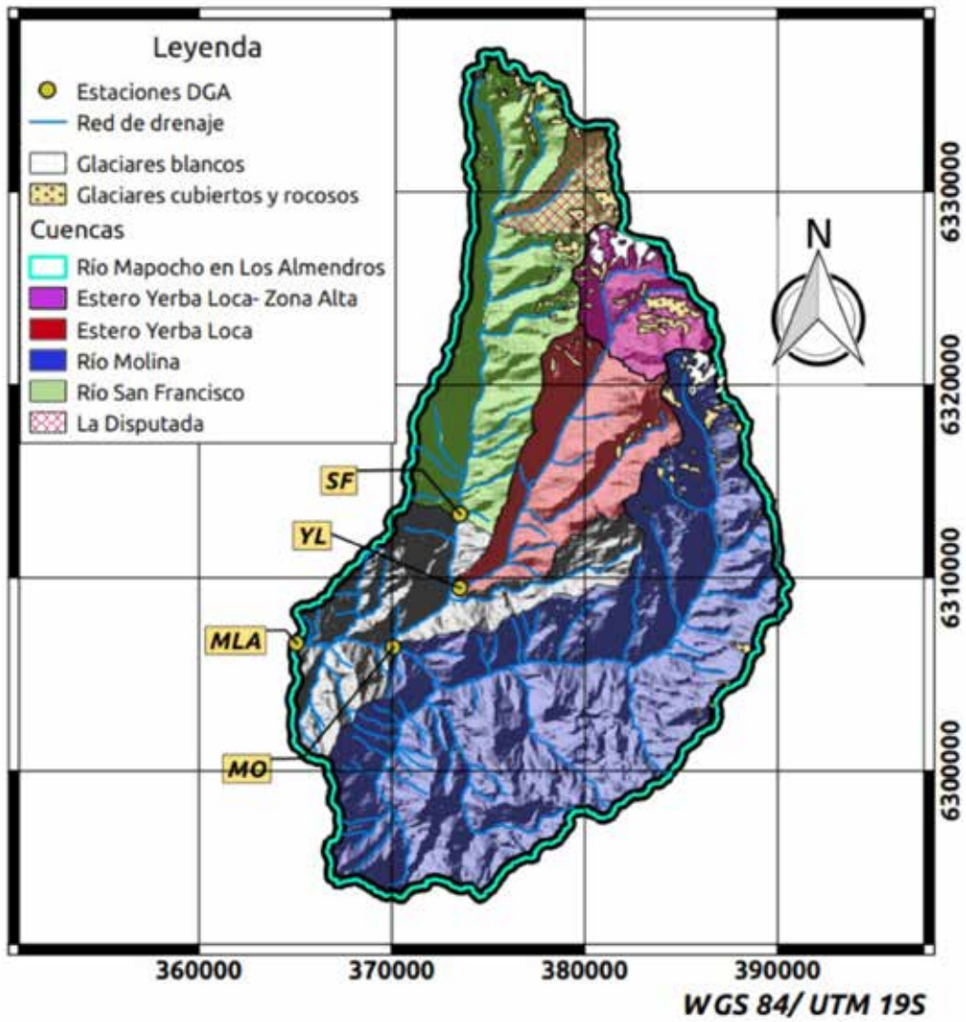


Figura 1. Esquema de la zona de estudio. Los puntos amarillos representan la salida de cada una de las subcuencas asociadas a la ubicación de estaciones fluviométricas administradas por DGA.

Río Molina (MO): La cuenca del río Molina tiene un área de 300 km², equivalente a casi la mitad de la cuenca de MLA. La cobertura glaciar alcanza el 4% del área total. Dentro de ella se desarrolla principalmente actividad ganadera a pequeña escala. Sus aguas se clasifican como bicarbonatadas cálcicas, con pH neutro a alcalino y con bajo contenido de metales disueltos, por lo que se infiere que en esta cuenca no existen procesos de ARD o AMD.

2.2. Bases de datos

La zona de estudio cuenta con cuatro estaciones fluviométricas administradas por la DGA, tres de ellas ubicadas a la salida de cada una de las subcuencas aportantes (San Francisco antes de la junta con el estero Yerba Loca, SF; Yerba Loca antes de la junta con el río San Francisco, YL, y río Molina antes de la junta con el río San Francisco, MO), finalizando con la estación ubicada a la salida del área de estudio (Mapocho en los Almendros, MLA) (Figura 1). Asociado a estas estaciones, la DGA ha recopilado muestras de calidad de aguas de manera estacional, es decir, cuatro muestras por año, desde 1974. Además, desde 2011 se cuenta con una serie de muestras de calidad y química de aguas tomadas en las distintas subcuencas y por distintas consultoras para AAS. Estos datos están disponibles en el Servicio de Evaluación Ambiental como parte del Estudio de Impacto Ambiental Los Bronces Integrado (www.sea.gob.cl).

Debido a que las muestras fueron obtenidas por distintos grupos, se utilizaron diversas técnicas de medición y análisis. Un detalle de los métodos analíticos utilizados puede ser consultado en el estudio de Valenzuela-Diaz et al. (2020). Para el control de calidad, se calculó el balance iónico de las muestras usando el programa PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999) con la base de datos WATEQ4f, la que incluye el efecto de la actividad de H^+ y de las cargas eléctricas de los diferentes componentes químicos según su especiación. Las muestras con balance iónico superior a ±10% fueron descartadas, siguiendo el criterio de Nordstrom et al. (2009) para aguas de drenaje ácido.

En el año 2016, y en la misma ubicación de las estaciones fluviométricas DGA, AMTC instaló sondas físico-químicas de medición continua. De esta manera, y con una resolución temporal de 15 minutos, se obtienen valores de pH, conductividad eléctrica, potencial redox y temperatura a la salida de cada una de las subcuencas del área de estudio.

Para caracterizar las forzantes meteorológicas en el área de estudio, en particular precipitación y temperatura, se consideraron los datos de 17 estaciones meteorológicas de la red DGA/DMC y una estación de la red privada de AAS. Con esta información se construyó un producto meteorológico basado en gradientes altitudinales (PMG), de donde es posible obtener series diarias de precipitación y temperatura distribuidas sobre el área de estudio para el período 1980-2020 (Quezada et al., 2021).

2.3. Modelo Hidrológico

Se desarrolló el modelo hidrológico WEAP (Water Evaluation and Planning, Yates et al., 2005) calibrado para el periodo observacional 1999-2015. WEAP es un modelo hidrológico semi-distribuido que permite representar procesos nivales y glaciares de manera simple y con necesidad de pocos datos. El balance de agua se resuelve con el método de la humedad de suelo (Hansen, 1994), utilizando dos capas de suelo. En la capa superficial se resuelve el balance de aguas (evapotranspiración, precipitación, derretimiento de nieve y hielo y escorrentía). La segunda capa representa estratos profundos del suelo que regulan el flujo base (Yates, 1996; Yates et al., 2005). El derretimiento de nieve es modelado con el método de grado día (Hock, 2003), mientras que el balance de hielo glaciar se resuelve con un modelo radiativo simplificado (Condom et al., 2012).

El modelo hidrológico es forzado con las series de precipitación y temperaturas del producto meteorológico basado en gradientes (Quezada et al., 2021), en conjunto con series simuladas por el reanálisis atmosférico ERA5 (Hersbach et al., 2020) para humedad y viento. La nubosidad y cobertura de nieve, utilizadas como verificación de procesos de acumulación y derretimiento de nieve, se obtuvieron de productos satelitales MODIS (Hall et al., 2002). La calibración del modelo se realizó considerando como función objetivo la eficiencia de Nash-Sutcliffe (Nash y Sutcliffe, 1970), que cuantifica la calidad de un ajuste entre series observadas y simuladas por medio del cuadrado de la diferencia de sus valores, alcanzando un valor 1 para un ajuste perfecto, 0 para un ajuste con la misma capacidad predictiva que el promedio de la serie observada y valores negativos cuando el promedio de la serie representa mejor las observaciones. Este procedimiento arrojó buenos resultados, obteniéndose un índice de eficiencia de Nash-Sutcliffe a escala diaria de 0,76. Más detalles de la construcción y otros resultados del modelo se pueden encontrar en Zegers et al. (2021).

2.4. Escenarios climáticos futuros

Con el fin de estudiar posibles condiciones futuras del sistema, se obtuvieron 10 modelos de circulación general (GCMs) disponibles del proyecto CMIP5 (www.wcrp-climate.org), considerando el escenario de emisiones RCP8.5 (Tabla 1). Los GCMs son modelos globales que resuelven ecuaciones de conservación para todo el sistema climático en resoluciones horizontales entre 100 y 200 km. Desde los GCMs se extraen series de precipitación y temperatura diarias, las que fueron escaladas estadísticamente utilizando el método multivariado "Multivariate Bias Correction with the N-dimensional probability density function

Tabla 1. Modelos de Circulación Global (GCM) utilizados para el análisis de cambio climático. Se detalla las instituciones que han desarrollado cada GCM y su resolución nativa (antes del escalamiento).

Modelo	Institución	Resolución (°lat x °lon)
BNU-ESM	Beijing Normal University, China	2.8×2.8
CCSM4	National Center of Atmospheric Research, USA	1.2×0.9
CSIRO-Mk3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Australia	1.9×1.9
GISS-E2-H	Goddard Institute for Space Studies, NASA, USA	2.5×2.0
GISS-E2-R	Goddard Institute for Space Studies, NASA, USA	2.5×2.0
HadGEM2-ES	Met Office Hadley Centre, UK	1.9x1.2
IPSL-CM5A-LR	Institute Pierre Simone Laplace, Francia	3.7×1.9
IPSL-CM5B-LR	Institute Pierre Simone Laplace, Francia	3.7×1.9
MPI-ESM-LR	Max Planck Institute, Alemania	1.9×1.9
NorESM1-M	Norwerian Climate Center, Noruega	2.5×1.9

transform" (MBCn) propuesto por Cannon (2018). Este método escala las series respetando la covariabilidad que puede existir entre la precipitación y la temperatura durante eventos de tormenta. Esto permite representar de mejor forma los eventos de acumulación nival y crecidas pluviales respecto de métodos de escalamiento univariados como QDM (Quantile Delta Mapping) (Cannon et al., 2015), según se discute en Dionizis et al. (2021). Para el escalamiento se utilizó como base observacional histórica el producto PMG antes descrito.

3. CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA E HIDROQUÍMICA DE MLA

3.1. Caracterización hidrometeorológica del área de estudio

La precipitación media anual en la cuenca MLA alcanza los 832 mm, con una fuerte variabilidad interanual (~35% de la precipitación media anual). Esta se concentra durante los meses de otoño-invierno, donde más del 90% de la precipitación ocurre entre los meses de abril y agosto (Figura 2). Durante las tormentas de otoño-invierno, la línea de nieve se sitúa entre los 1.000 y 2.500 m s.n.m. Esto se traduce en que la precipitación sólida media anual sobre la cuenca de MLA equivale al 53±18% de su superficie. Sin embargo, en el caso de las subcuencas de YL y SF, las que se desarrollan a mayores cotas, el porcentaje medio anual de precipitación sólida representa hasta 76% y 72% de las áreas totales, respectivamente.

Dado lo anterior, en condiciones promedio, la cuenca MLA presenta un régimen hidrológico nivo-pluvial, con un caudal medio anual de 5,9 m^3/s. Los máximos caudales medios mensuales ocurren en el periodo noviembre-diciembre, es decir, durante la época de deshielo, alcanzando valores cercanos a los 10 m^3/s. Por otro lado, los caudales medios mensuales mínimos ocurren en abril, luego de la época de derretimiento, los que alcanzan en promedio ~2,5 m^3/s. El aumento de caudal entre los meses de abril y agosto (periodo de acumulación), se atribuye al componente pluvial de la parte baja de la cuenca MLA.

La curva de variación estacional de caudales en el río Molina sigue el mismo patrón que el observado en MLA, con un caudal medio anual de 3,9 m^3/s (70% del caudal de MLA) con máximos en el periodo noviembre-diciembre de 8,2 m^3/s (75% de MLA) y mínimos de 0,6 m^3/s en abril (33% de MLA).

La cuenca del estero Yerba Loca presenta un régimen nivo-glaciar, con un caudal medio anual de 1,0 m^3/s (18% de MLA), máximo de 2,2 m^3/s (20% de MLA) durante diciembre y mínimo de 0,2 m^3/s (11% de MLA) durante mayo junio, lo que demuestra el casi nulo aporte pluvial de la cuenca. El retraso en la ocurrencia de los caudales máximos y en el periodo de recesión, respecto a MLA, se explica por una mayor proporción de aguas debido al derretimiento de nieve desde zonas altas y al derretimiento glaciar, el cual cobra mayor importancia en esta cuenca.

Figura 2. En el panel superior, climograma de la cuenca alta del río Mapocho (MLA). En el panel inferior, caudales medios diarios para el periodo 1980-2019 obtenidos desde registros DGA para las subcuencas en estudio.

La cuenca del estero SF se encuentra altamente intervenida por la operación de la mina Los Bronces de AAS. Esto se traduce en que exista una escasa variación de caudales a lo largo del año. Según los registros de DGA, el caudal medio anual a la salida de SF alcanza los 0,1 m^3/s, con flujos máximos en torno al mes de diciembre, que alcanzan apenas un 12% más que el caudal medio anual. El aporte de SF al caudal de MLA apenas alcanza a un 1,7% del promedio anual observado[2].

3.2. Química de aguas

La hidroquímica de la cuenca alta del río Mapocho, en distintas escalas temporales está fuertemente condicionada por la geología de las cuencas tributarias y el ARD de la cuenca alta del estero YL, su régimen hidrológico, la operación de la mina Los Bronces y por la precipitación de distintas especies minerales como resultado de la mezcla de aguas.

3.2.1. Química histórica

Los aspectos históricos más relevantes respecto a la química de aguas de la cuenca MLA fueron descritos por Valenzuela-Diaz et al. (2020). Estos se resumen en la Figura 3, tomando como base registros de concentraciones de cobre total, el que puede considerarse un buen indicador de ARD o AMD en cuencas asociadas a pórfidos de Cu (Plumlee et al., 1999). Los datos muestran que las concentraciones de Cu en el río Molina son normalmente inferiores a 0,1 mg/L, por lo que se infiere que esta cuenca no ha sido afectada por AMD o ARD durante el periodo de análisis. Por su parte, la cuenca del estero Yerba Loca presenta concentraciones medias de Cu en el rango de 2,2-4,0 mg/L, asociado al ARD en la parte alta de la cuenca. Posterior al año 2010, se observa un leve aumento en las concentraciones de Cu, principalmente en los valores extremos, posiblemente atribuible a la baja de caudales durante el período de megasequía (Garreaud et al., 2020; Boisier et al., 2016).

La cuenca de SF es la que presenta mayor variación histórica en la composición química de sus aguas. Anterior a 1996, las aguas se encontraban significativamente contaminadas por AMD, con concentraciones medias de Cu en el rango de 5 a 11 mg/L. Luego, en el periodo 1996-2000, se observa una importante mejora en la calidad de las aguas, con

2. En régimen intervenido.

concentraciones medias de Cu de 1,6 mg/L, pero con una alta variabilidad. Esta mejora se atribuye al sistema de remediación implementado por AAS en 1996, en particular la construcción de un muro corta fuga. A partir del año 2000, los efectos de la estrategia de remediación de AMD se hacen evidentes en la calidad de aguas de SF. A partir de esta fecha, las concentraciones medias de Cu son menores a 0,4 mg/L y presentan una menor variabilidad (Valenzuela-Diaz et al., 2020).

La calidad de aguas en la cuenca de MLA responde principalmente a la de sus tributarios. En particular, se observa una baja significativa en la concentración de Cu luego de la implementación del muro corta fuga, y un leve aumento luego del año 2010 en línea con lo observado en YL.

3.2.2. Distribución espacial

Actualmente, y luego de la implementación de la estrategia de mitigación de AMD implementada por AAS en 1996, la calidad química de las aguas de MLA responde principalmente al alto aporte de metales y acidez generados por el ARD en la zona alta de YL, así como a la mezcla con tributarios con aguas neutras a alcalinas, como el caso de SF y MO. Además, y a medida que ocurren los procesos de dilución y neutralización, la química de aguas a lo largo es fuertemente influenciado por procesos de precipitación mineral, en particular en minerales de Aluminio (Al) y Hierro (Fe).

La Figura 4A presenta las concentraciones totales sumadas de Zn, Cu, Pb, Cd, Co y Ni en función del pH, para los datos recopilados entre 1996 y 2020, clasificados según la subcuenca de origen. Este gráfico se denomina diagrama de Ficklin y se utiliza para clasificar las aguas de acuerdo con su nivel de contaminación por ARD o AMD (Plumlee et al., 1999). Se observa que existen diferencias considerables en las concentraciones de metales asociados a las distintas subcuencas. En la zona alta de YL, las aguas son ácidas, con valores de pH en torno a 3, con alta concentración de metales y alta conductividad eléctrica. Luego, en la salida de la cuenca y al mezclarse sus aguas con las de San Francisco, que son neutras a alcalinas y con menor contenido metálico, el pH tiende a aumentar y el contenido metálico a disminuir. Por su parte, las aguas de MO presentan contenidos metálicos y conductividades eléctricas más bajas, y sus valores de pH se mantienen en un rango neutro a alcalino. La química de las aguas en MLA es el resultado de la mezcla de los tributarios mostrados en la Figura 4A, por lo que sus valores de pH y de concentraciones de metales se encuentran entre los de YL y los de SF y MO.

En la Figura 4B, se presenta la carga de Cu total (es decir, concentración multiplicada por caudal) en función del pH, para ilustrar los aportes másicos de cobre de cada tributario. Se observa que las cargas asociadas a MLA son del mismo orden de magnitud que las estimadas para YL, de manera que la mayoría de la masa de Cu en MLA tendría su origen en dicha cuenca. Los aportes de SF, debido a la menor concentración de metales y bajo caudal de salida, son aproximadamente un orden de magnitud inferior a la carga metálica descrita en MLA. Los valores de carga de Cu total asociados a MO y a tributarios sin influencia de ARD, alcanzan valores de hasta tres órdenes de magnitud inferior a la carga de MLA, siendo sus aportes prácticamente despreciables en dichos casos. Sin embargo, durante períodos de altos caudales, las cargas de este tributario pueden llegar a ser del orden de las estimadas en SF, pero siempre manteniéndose bajo las de YL.

A lo largo del sistema, y debido a los procesos de neutralización, precipitan hidroxisulfatos de Fe y Al (Navarrete, 2020) que se identifican en terreno por la coloración rojiza o blanquecina que dan al agua y al lecho del río, donde forman una fina capa sobre los sedimentos detríticos (Figura 5). Usando técnicas de difracción de rayos X y digestión ácida, se propuso que los precipitados corresponderían a schwermanita, mineral de color rojizo que precipita para valores de pH en torno a 1.9-4.7 (Caraballo et al., 2013; Zegers et al., 2021), e hidrobasaluminita, mineral de color blaquecino, cuya precipitación ocurre para valores de pH entre 4.0 y 5.5 (Caraballo et al., 2013; España, 2007; Sánchez-España et al., 2011; Zegers et al., 2021). También, para condiciones de pH en torno a 5-6, es posible observar precipitados de tonalidades verdosas, las que se asocian a minerales de Cu. Además, la concentración de cobre disuelto puede disminuir debido a procesos de sorción en hidróxidos de hierro (Runkel et al., 1999) o en hidrobasaluminita (Montecinos et al., 2020; Zegers et al., 2021). Si bien en la cuenca de Yerba Loca se identifican

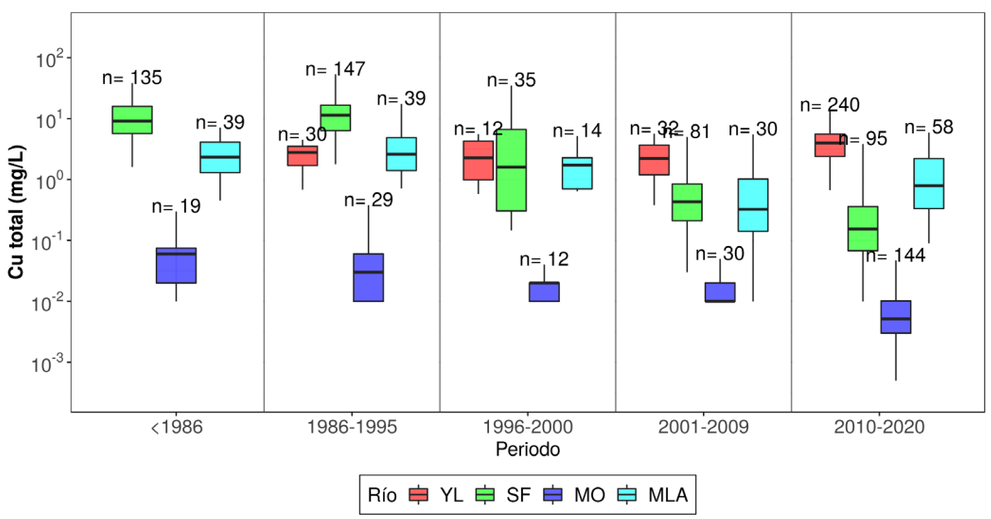


Figura 3. Variación histórica de la concentración total de Cu en la cuenca alta del río Mapocho. Datos obtenidos desde estaciones DGA en el periodo 1974-2020. El número sobre las cajas indica el número de datos de Cu disponibles en cada período (Adaptado de Valenzuela-Diaz et al., 2020).

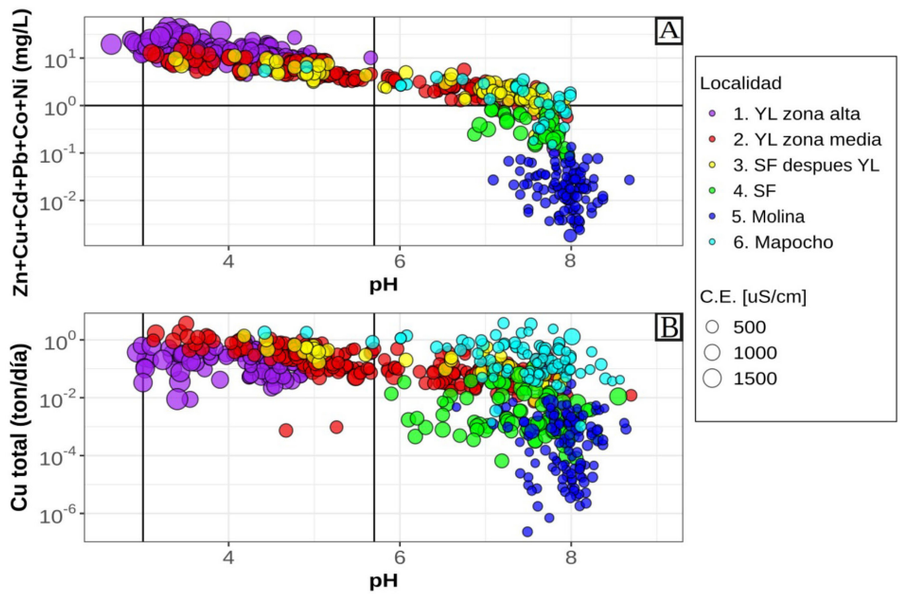


Figura 4. A) Diagrama de Ficklin modificado y B) relación entre la carga de Cu total y el pH para las muestras de agua en el periodo 1996-2020. Los datos están clasificados según su cuenca de origen (Figura 1). El tamaño relativo de los círculos es proporcional a la conductividad eléctrica de las muestras.

ambos tipos de precipitados (blancos y rojos), aguas abajo de YL, producto del incremento de pH por neutralización con aguas de SF, sólo se han identificado los precipitados blancos, los que en algunos casos presentan tonalidades verdes (Correa-Burrows et al., 2021; Zegers et al., 2021). Concentraciones de Cu más altas se identificaron en arenas y limos comparadas con las presentes en gravas. Esto podría atribuirse a la formación de precipitados ricos en Cu, o bien a la adsorción y/o co-precipitación de Cu durante la formación de precipitados de Al (Correa-Burrows et al., 2021).

La precipitación de estos minerales libera protones (H^+) al sistema, lo que retrasa la neutralización de las aguas debido a procesos de dilución con aguas neutras y alcalinas. Esto genera un estancamiento del pH (efecto buffer) en torno a valores en donde ocurre la precipitación mineral. Para ilustrar esto, se presenta un histograma con los valores de pH medidos en YL por la sonda físico-química de registro continuo (Figura 6). Se observa que la distribución presenta las mayores frecuencias de datos en torno a pH 7.5, asociado a periodos donde se reduce la influencia de ARD. Le sigue una alta concentración de datos en torno al pH 5, que se asocia a un estancamiento de pH debido a la precipitación de hidrobasaluminita. Por último, existe una concentración menos marcada de datos en torno al pH 4, que se asocia a la precipitación de los hidróxidos de Fe. Las observaciones en terreno muestran que estas reacciones ocurren preferentemente antes de alcanzar la salida de YL.

Figura 5. Fotografías de terreno con precipitados en el lecho del río. **a)** Precipitados rojizos asociados a minerales de Fe observados en la parte alta del YL. **b)** Precipitados blanquecinos en la zona alta de YL asociados a minerales de Al encontrados en la confluencia de YL con un aporte lateral alcalino. **c)** Precipitados blanquecinos y verdosos en la confluencia de SF y MO.

En general, los balances de masa de metales en la cuenca de MLA no cierran sin considerar los procesos de precipitación mineral. Esto debido a que los metales, en particular Fe, Al y Cu, pueden quedar retenidos como precipitados en el lecho durante periodos de bajos y/o medios caudales, ser resuspendidos durante eventos de crecida o disueltos producto de bajas en las condiciones de pH. De esta manera, los sedimentos del lecho pueden actuar como fuentes o sumideros de metales dependiendo de las condiciones locales de caudal y acidez (Zegers et al., 2021). Los precipitados neoformados normalmente se transportan asociados a partículas de sedimento o como partículas independientes, por lo que siguen la misma ruta que los sedimentos del río. Por ello, para entender el transporte y destino de metales en los ríos, es también necesario entender el transporte de sedimentos.

La Figura 7 muestra los resultados de un modelo de transporte de metales en la cuenca de YL. Se observa que el modelo de precipitación mineral es fundamental para poder reproducir las concentraciones de Fe disuelto a la salida de la cuenca. Si no se consideran los procesos de precipitación de Fe, el modelo sobreestima el Fe disuelto en cerca de un 500%. Además, el modelo de transporte de sedimentos, en particular relacionado

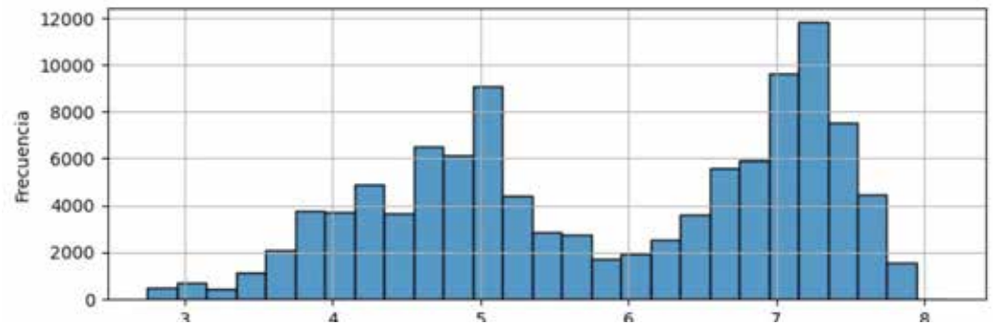
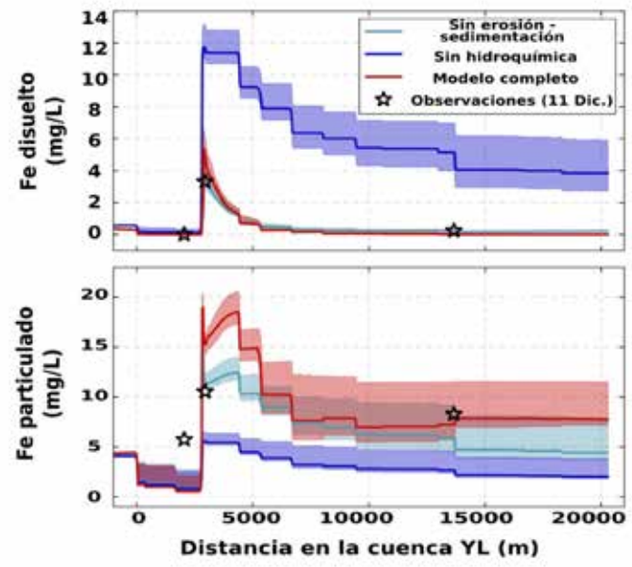


Figura 6. Histograma de pH registrados en la salida de la cuenca de YL con frecuencia de 15 minutos en el periodo septiembre de 2016 a diciembre de 2019.

Figura 7. Concentraciones de Fe disuelto y particulado simulados para la cuenca de Yerba Loca para el día 11/12/2013. La distancia horizontal está medida desde la parte alta hasta la salida de la cuenca. Las simulaciones corresponden al modelo químico completo (incluidos procesos de precipitación mineral y transporte de sedimentos), desactivando el módulo de erosión-sedimentación y el módulo hidroquímico, que simula los procesos de precipitación mineral (adaptado de Zegers et al., 2021).



con los procesos de erosión y sedimentación, se vuelve relevante para representar la cantidad de Fe particulado. Al no considerarlo, se subestiman las concentraciones de Fe particulado en torno a un 25%-70% (Zegers et al., 2021).

3.2.3. Distribución temporal y su relación con la hidrología

La dinámica temporal de la química de aguas en la cuenca de MLA responde fuertemente al régimen hidrológico y origen del agua respecto de la geología de la cuenca, en particular, a la zona de mineralización y alteración hidrotermal en la cuenca alta del estero YL. De esta manera, la carga metálica no sólo depende de las altas concentraciones de metales y acidez presentes en las aguas de la cuenca alta de YL, sino que también de la distribución temporal y espacial de los caudales dentro de MLA. En la Figura 8 se muestran caudales medios diarios y datos de pH medios diarios obtenidos a partir de los registros continuos medidos a la salida de las subcuencas tributarias y de MLA en el periodo 2016-2019. Los datos de pH muestran que las aguas de SF y MO presentan valores de pH neutros a alcalinos durante todo el año.

El pH en YL muestra un comportamiento estacional bien definido. Durante el periodo junio-octubre, es decir, durante el periodo de acumulación y hasta inicios de la época de deshielo, las aguas a la salida de YL se presentan neutras. Esto coincide con la época de menores caudales en YL, donde los aportes de agua desde la cuenca alta, donde ocurre el ARD, son marginales (Zegers et al., 2021). Sin embargo, durante noviembre, y junto con el aumento de caudales de deshielo en YL (y por lo tanto mayores aportes desde la zona del ARD), el pH baja bruscamente, alcanzando mínimos cercanos a 4 durante diciembre. Estos bajos valores de pH persisten hasta cerca del mes de abril, es decir, hasta finales de la época de deshielo. Luego, las aguas se neutralizan lentamente en línea con la baja de caudales, alcanzando nuevamente valores neutros en torno al mes de junio.

Durante diciembre-marzo, la acidez del estero YL tiene la capacidad de migrar aguas abajo, alcanzando la salida de MLA, donde el pH desciende a valores en torno a 5. Estos valores de pH se encuentran por debajo del límite establecido por la Norma Secundaria de Calidad de Aguas para el río Mapocho (Área de vigilancia MP-TR-10 válida para el tramo comprendida entre la confluencia de los ríos San Francisco y Molina y la confluencia del río Mapocho con el estero el Arrayán), la que establece un rango de pH entre 6.5 y 8.5. En este mismo periodo, YL también registra su mayor acidez (pH~4), lo que coincide con sus máximos caudales.

Figura 8. Panel superior indica caudales medios diarios medidos en estaciones DGA a la salida de las subcuencas en estudio en el periodo 2016-2019. Panel inferior indica valores de pH medios diarios, obtenidos de los registros continuos de las sondas instaladas por AMTC, en el mismo lugar de ubicación de las estaciones DGA y durante el mismo periodo. En la parte superior de la figura, se indica la probabilidad de excedencia asociada a cada año hidrológico.

Además, durante estos meses, los caudales de MO están en periodo de recesión, alcanzando valores prácticamente equivalentes a los caudales de YL, por lo que los aportes de agua de ambas cuencas al sistema son similares.

Según se observa en la Figura 7, los menores valores de pH, tanto en YL como en MLA, se registran para el verano de 2019, donde alcanzan mínimos en torno a 4 y 5, respectivamente. Esto coincide con que el año hidrológico 2018-2019 fue un año más seco que los años anteriores presentados en la figura, lo que explicaría el aumento en las concentraciones de Cu observadas durante el periodo de la mega sequía (Figura 3) respecto al período histórico anterior en las cuencas de YL y MLA. Durante la mega sequía, los años hidrológicos se han mantenido en general por debajo del 70% de probabilidad de excedencia, con excepción de los años 2015 y 2016 que estuvieron cerca de un año promedio (es decir cerca de 50% de probabilidad de excedencia).

4. PROYECCIONES FUTURAS

La Figura 9 presenta las señales de cambio a nivel anual de precipitación y temperatura para la estación Los Bronces en el periodo futuro (2030-2050) respecto del periodo histórico (1985-2005). Se observa que todos los GCMs escalados son consistentes en proyectar un aumento de las temperaturas, la que fluctúa entre 0,2 y 1,8 °C. Para el caso de la precipitación, el rango de variación va entre un déficit cercano al -12% y un aumento del orden del 7%. Sin embargo, las tendencias observadas en las últimas décadas sugieren que es poco probable que aumenten las precipitaciones medias en la cuenca (Boisier, 2016), por lo que se estima que los GCMs que proyectan aumentos de precipitación simulan condiciones menos probables en esta región.

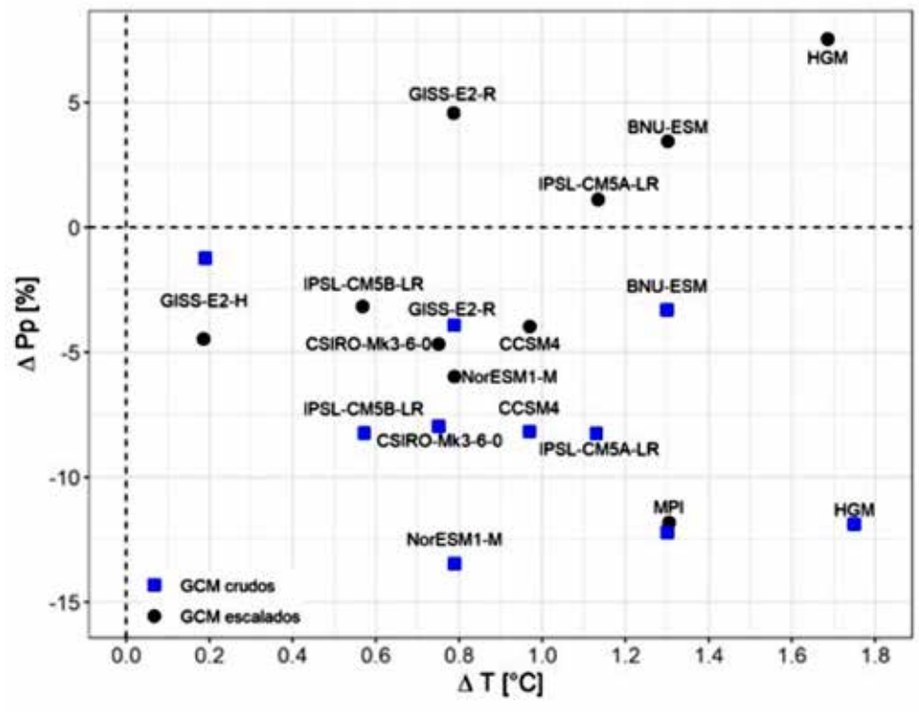


Figura 9. Proyecciones de cambio climático (precipitaciones y temperatura) a nivel medio anual en la estación Los Bronces. Se presentan las señales obtenidas de los modelos GCM crudos y escalados.

Se observa que el proceso de escalamiento puede modificar significativamente las tendencias de cambio en las señales de precipitación respecto del modelo GCM crudo, mientras que para la temperatura este cambio no es significativo (Figura 9). En particular, se observa que todos los modelos GCMs crudos proyectan una señal de cambio negativa para la precipitación, pudiendo cambiar esta tendencia producto del proceso de escalamiento. El caso más extremo corresponde al modelo GCM HGM, donde el modelo crudo proyecta una disminución de las precipitaciones en torno al 12%, similar al modelo MPI. Sin embargo, y luego del proceso de escalamiento, HGM proyecta un aumento en las precipitaciones en torno al 7%, mientras que MPI prácticamente mantiene su tendencia a pesar del escalamiento. Lo anterior se explica porque, si bien el método de escalamiento permite rescatar la señal de cambio original de los GCMs, las proyecciones están sujetas a la relación que existe entre el modelo histórico crudo y el producto observacional utilizado como base para escalar. Por ello, si estas dos series son lo suficientemente distintas, pueden existir diferencias significativas en las señales de cambio.

La Figura 10 muestra el porcentaje de cambio proyectado para el balance hídrico, obtenido de comparar los resultados del modelo hidrológico en periodo histórico (1985-2005) y futuro (2030-2050) forzado con cada uno de los modelos GCMs considerados. El balance hídrico representa la partición de flujos dentro de una cuenca, es decir, qué porcentaje de la precipitación vuelve a la atmósfera a través de la evapotranspiración y qué porcentaje se manifiesta como escorrentía, de modo de cerrar la ecuación de balance hídrico para un periodo climatológico:

$$Pp \cong Q - ET$$

Donde Pp es la precipitación, Q es el caudal a la salida de la cuenca y ET es la evapotranspiración. Notar que en la ecuación anterior se supone que el cambio en los almacenamientos sería nulo, puesto que se está analizando un periodo temporal de 20 años de extensión.

Es posible apreciar que las variaciones en la evapotranspiración son de menor magnitud que en caudal y precipitación, y que las señales proyectadas en la precipitación repercuten de manera directa en la generación de escorrentía, pero no de forma lineal. Por ejemplo, considerando el modelo MPI, el cual resulta el más desfavorable, una disminución en torno a un 10% en las precipitaciones medias genera una disminución cercana al 20% en los caudales. Por otro lado, disminuciones en torno al 5% en la precipitación media proyectada por un grupo de cinco GCMs, generan una disminución en torno al 10%-15% en los caudales. Por último, a pesar de existir modelos GCMs escalados que proyectan un aumento en las precipitaciones, estos no necesariamente generan un aumento en la escorrentía. Esto se debe al aumento en la evapotranspiración producto del aumento en las temperaturas. En general, el efecto sobre la evapotranspiración varía dependiendo del GCM analizado. En aquellos modelos donde la disminución de precipitación es cercana al 5%, el aumento de temperatura provoca aumentos de la evapotranspiración en torno a un 6% al suministrar más energía al sistema. Sin embargo, al considerar el modelo MPI (más pesimista en la proyección de precipitación) se observa un aumento de menor magnitud (~1%) en la evapotranspiración, pues en este caso la limitante para evaporar no es la energía (temperatura) sino que la disponibilidad de agua.

Considerando que las proyecciones de aumento de precipitación en la cuenca parecen poco probables, se estima una disminución en el caudal medio anual en torno a 10%-15%, pudiendo incluso llegar a cerca de 20% en el periodo (2030-2060). Por su parte, se espera un aumento en la evapotranspiración en torno al 6%.

La Figura 11 muestra la variación porcentual del caudal medio anual futuro respecto al proyectado en las cuencas YL y MLA, asociado a distintas probabilidades de excedencia. La probabilidad de excedencia corresponde a la probabilidad de que el caudal sea mayor o igual a un cierto valor. Es decir, probabilidades de excedencia altas se asocian a caudales bajos, y viceversa.

Se proyecta una disminución media de los caudales de MLA en torno al 15% para prácticamente todo el rango de probabilidades de excedencia considerado. Sin embargo, en el rango 20% y 50% de probabilidad de excedencia, la disminución media estaría en torno al 8%. Considerando las forzantes meteorológicas de GCMs más pesimistas, estas disminuciones podrían alcanzar hasta más del 30%.

Para YL, las disminuciones proyectadas para el caudal serían de menor magnitud, con una media cercana al 5% para caudales mayores que la media (es decir para probabilidades de excedencia menores que 50%), y una variación casi nula para caudales de 50% a 85% de probabilidad de excedencia. Sin embargo, para el caso de caudales extremadamente bajos (Q95%), todos los modelos GCM considerados simulan aumentos de caudal, los que llegarían a una media cercana al 7%.

Lo anterior se explica por la mayor contribución glaciar de esta cuenca a la escorrentía. El aumento proyectado en las temperaturas aceleraría el derretimiento

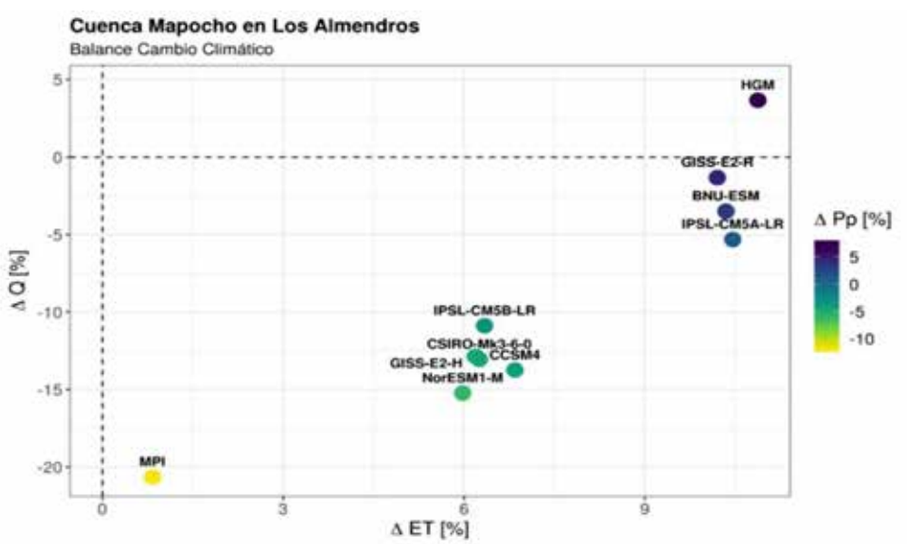


Figura 10. Cambios en el balance hídrico de la cuenca MLA proyectados para el periodo 2030-2050 respecto al periodo histórico (1985-2005).

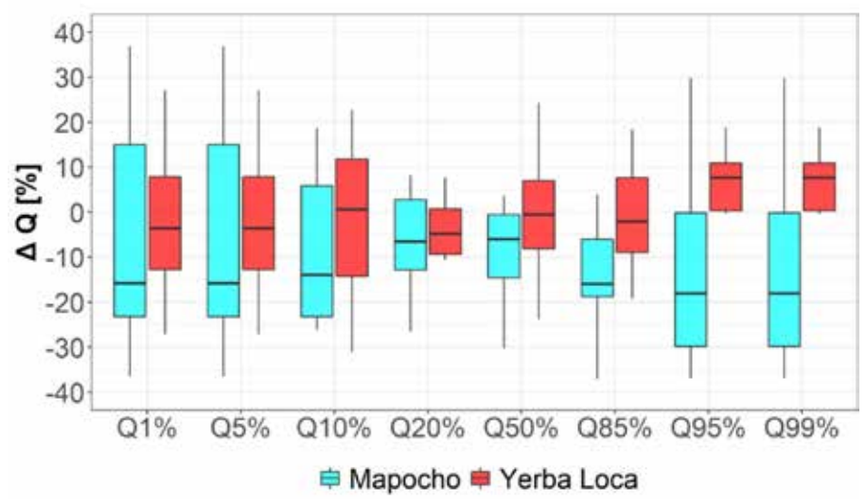


Figura 11. Variación porcentual del caudal medio anual en periodo futuro (2030-2050) respecto a periodo histórico (1985-2005) para distintas probabilidades de excedencia. Las cajas representan los resultados asociados a los 10 GCMs. La línea negra horizontal representa la mediana de los resultados, los bordes de las cajas los percentiles 25% y 75 %, y las líneas verticales los valores extremos.

glaciar, aumentando los caudales respecto al periodo histórico durante años secos. Sin embargo, este mayor derretimiento también aumentaría el retroceso glaciar, variable no considerada en el modelo hidrológico WEAP, el cual conceptualiza los cuerpos glaciares como prismas de área basal constante y altura variable. Por ello, se espera una disminución paulatina del aporte glaciar conforme disminuye su volumen.

Las proyecciones de variación de caudales junto con la tendencia observada durante los últimos años, sugieren la ocurrencia de un empeoramiento de la calidad de las aguas de MLA, en particular durante años secos. La mayor contribución hídrica desde la cuenca alta de YL debido al mayor derretimiento glaciar aumentará los aportes de ARD al sistema. Además, el menor aporte hídrico asociado al resto de los tributarios (los que no cuentan con un significativo aporte glaciar pero sí con una mejor calidad de aguas), disminuirá la capacidad de dilución y neutralización del sistema.

5. CONCLUSIÓN

En este trabajo se presenta la caracterización hidroquímica de la cuenca alta del río Mapocho (MLA) y se analizan posibles cambios futuros como consecuencia de cambios proyectados en el clima. La cuenca de MLA resulta de gran interés, no solo por ser un importante suministro hídrico a la ciudad de Santiago, sino, además por ser una cuenca de montaña que combina procesos de ARD y actividad minera con potencial AMD. El AMD ha sido catalogado por Naciones Unidas como uno de los problemas ambientales más desafiantes para la sociedad en los próximos años.

Respecto a la hidrología, los análisis muestran la importancia de los procesos nivales y glaciares en el régimen hidrológico de la cuenca, en particular en las cuencas de cabecera donde el porcentaje de cobertura glaciar es mayor. Estos procesos determinan la temporalidad y origen de las aguas a lo largo de la cuenca. Se destaca la importancia de los glaciares de la cuenca YL, los cuales constituyen un importante aporte para la cuenca MLA, principalmente en los años hidrológicos secos. Esta contribución se torna más relevante al analizar los efectos del cambio climático, debido a que los aumentos proyectados en las temperaturas aceleran el derretimiento glaciar. Durante períodos secos, el mayor derretimiento glaciar puede incluso aumentar los caudales con relación al periodo histórico.

La calidad de las aguas está principalmente condicionada por el ARD en la parte alta de la cuenca de YL y la actividad minera desarrollada por AAS en la cuenca SF. Respecto a SF y la operación minera de ASS, la implementación del muro corta fuga, el cual generó el cierre hidrológico de la cuenca de la quebrada Disputada, marca uno de los hitos más importantes en la calidad de las aguas de la cuenca MLA. La implementación del muro corta fuga redujo significativamente el efecto del AMD generado por la mina en un periodo inferior a cuatro años. La mega sequía marca otro hito de interés, dado que en este periodo se intensifica el efecto de ARD en la cuenca de YL, llegando a impactar la calidad de las aguas de MLA.

La generación de ARD ocurre en la parte alta de YL y su impacto en la cuenca está sujeta a las variaciones hidrológicas. Durante el período de acumulación, esta zona se encuentra congelada y no realiza mayores aportes a la escorrentía superficial. Cuando comienza el deshielo, los aportes de la zona alta son menores y logran ser neutralizados por distintos tributarios de aguas alcalinas que tienden a aumentar sus caudales por el derretimiento de nieve. Avanzado el deshielo, ocurren los mayores aportes de ARD desde la zona alta, tanto por derretimiento de nieve como de glaciares. Esto genera que la acidez pueda migrar más abajo en la cuenca, llegando incluso a impactar la salida de MLA cuando los caudales de YL y MO son similares.

En el futuro, se prevé una disminución importante en la escorrentía de MLA, superior al 10%, producto de la disminución en las precipitaciones (-10%) y aumento de la evapotranspiración debido a mayores temperaturas (+1,5°C). Además, las mayores temperaturas aumentarán el derretimiento glaciar, pudiendo en el futuro aumentar los caudales de YL durante años secos. Esto generará un mayor aporte de ARD desde la cuenca alta de YL sumado a una disminución de los caudales de tributarios que contribuyen a la neutralización y dilución. Por ello, en el futuro, y en línea con lo observado en otras partes del mundo, se espera que ocurra un empeoramiento de la calidad de las aguas en la cuenca alta del río Mapocho.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo del Centro Avanzado de Tecnologías para la Minería (AMTC) y al Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile. También agradecen a la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) a través del proyecto PIA-AFB180004. MLZ agradece el apoyo financiero de la beca de doctorado ANID 21192178. Este estudio ha sido el fruto de años de trabajo, donde, además de los autores, se reconocen y agradecen los importantes aportes de G. Zegers, F. Saavedra, L. Navarro, A. Navarrete, M. Valenzuela-Díaz, J. P. Correa-Burrows, A. Caro, P. Mendoza, J. McPhee, M. Caraballo y Y. Niño. Los autores agradecen también el apoyo y colaboración de Anglo American Sur en el desarrollo de este trabajo.

REFERENCIAS

Barnett, T. P., Adam, J. C., y Lettenmaier, D. P. (2005). Potential impacts of a warming climate on water availability in snow dominated regions. *Nature, 438*, 303–309.https://doi.10.1038/nature04141, arXiv:arXiv:1011.1669v3

Bigham, J., Nordstrom, D.K., 2000. Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. *Reviews in mineralogy and geochemistry* 40, 351–403.

Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., y Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, *43*(1), 413-421.

Bozkurt, D., Rojas, M., Boisier, J. P., y Valdivieso, J. (2018). Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic Change*, *150*(3), 131-147.

Cannon, A. J., Sobie, S. R., y Murdock, T. Q. (2015). Bias correction of GCM precipitation by quantile mapping: How well do methods preserve changes in quantiles and extremes? *Journal of Climate*, *28*(17), 6938–6959. https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00754.1

Cannon, A. J. (2018). Multivariate quantile mapping bias correction: an N-dimensional probability density function transform for climate model simulations of multiple variables. *Climate Dynamics*, *50*, 31-49.

Caraballo, M. A., Rimstidt, J. D., Macías, F., Nieto, J. M., y Hochella, M. F. (2013). Metastability, nanocrystallinity and pseudo-solid solution effects on the understanding of schwertmannite solubility. *Chemical Geology*, *360–361*, 22–31. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.09.023

Caraballo, M. A., Macías, F., Nieto, J. M., y Ayora, C. (2016). Long term fluctuations of groundwater mine pollution in a sulfide mining district with dry mediterranean climate: implications for water resources management and remediation. *Science of the Total Environment*, *539*, 427–435.

Condom, T., Escobar, M., Purkey, D., Pouget, J. C., Suarez, W., Ramos, C., y Gomez, J. (2012). Simulating the

implications of glaciers' retreat for water management: a case study in the Rio Santa basin, Peru. *Water International*, *37*(4), 442-459.

Correa-Burrows, J. P., Navarrete-Calvo, A., Valenzuela-Díaz, M. J., Zapata-Aguiló, V. A., Montserrat, S., Navarro-Valdivia, L., McPhee, J., y Caraballo, M. A. (2021). The role of local geochemical and mineralogical backgrounds as essential information to build efficient sediment quality guidelines at high-mountainous hydrothermally-altered basins (Mapocho basin, Chile). *Science of The Total Environment*, *785*, 147266. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147266

Dirección General de Aguas. (2018). *Aplicación de la metodología de actualización del balance hídrico nacional en las cuencas de las macrozonas norte y centro, SIT N°435*. Fundación para la Transferencia Tecnológica y Pontificia Universidad Católica de Chile. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, División de Estudios Planificación. Santiago, Chile.

Dionizis, D., Ojeda, P., Quezada, S., Lagos, y Montserrat, S. (2021). *Implicancias de la elección del método de escalamiento estadístico de modelos de circulación general en proyecciones de cambio hidrológico*. Enviado a XXV Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica, Universidad de Chile, Santiago.

Dold, B. (2017). Acid rock drainage prediction: A critical review. *Journal of Geochemical Exploration*, *172*, 120–132.

España, J. S. (2007). The behavior of iron and aluminum in acid mine drainage: speciation, mineralogy, and environmental significance. En T. M. Letcher (Ed.), *Thermodynamics, Solubility and Environmental Issues* (pp. 137-150). Elsevier.

Furniss, G., Hinman, N. W., Doyle, G. A., y Runnells, D. D. (1999). Radiocarbon-dated ferricrete provides are cord of natural acid rock drainage and paleoclimatic changes. *Environmental Geology*, *37*, 102–106.

Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., y Veloso-Aguila, D. (2020). The central Chile mega drought (2010–2018): a climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, *40*(1), 421-439.

Gutiérrez, F. (2015). *Estudio del origen de la acidez de las aguas en el sector Los Sulfatos*. Informe Final. Anglo American.

Hall, D. K., Riggs, G. A., Salomonson, V. V., DiGirolamo, N. E., y Bayr, K. J. (2002). MODIS snow-cover products. *Remote sensing of Environment*, *83*(1-2), 181-194.

Hansen, E. (1994). WEAP - A system for tackling water resource problems. An annual review of the European water and wastewater industry. *Water Management Europe*, *94*, 74-75.

Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., y Simmons, A. (2020). The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *146*(730), 1999-2049.

Hock, R. (2003). Temperature Index Melt Modelling in Mountain Areas. *Journal of Hydrology*, *282*, 104-115.

Huss, M., Bookhagen, B., Huggel, C., Jacobsen, D., Bradley, R. S., Clague, J. J., Vuille, M., Buytaert, W., Cayan, D. R., Greenwood, G., Mark, B. G., Milner, A. M., Weingartner, R., y Winder, M. (2017) Towards mountains without permanent snow and ice. *Earth's Future*, *5*, 418–435. https://doi.org/10.1002/2016EF000514

Jones, D. B., Harrison, S., Anderson, K., y Whalley, W. B. (2019). Rock glaciers and mountain hydrology: A review. *Earth-Science Reviews*, *193*, 66–90. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.04.001

Jorquera, C. O., Oates, C. J., Plant, J. A., Kyser, K., Ihlenfeld, C., y Voulvoulis, N. (2014). Regional hydrogeochemical mapping in Central Chile: natural and anthropogenic sources of elements and compounds. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, *15*, 72-96.

Montecinos, M., Coquery, M., Alsina, M. A., Bretier, M., Gaillard, J. F., Dabrin, A., y Pastén, P. (2020). Partitioning of copper at the confluences of andean rivers. *Chemosphere*, 127318.

Nash, J. E., y Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*, *10*(3), 282-290.

Navarrete, A., (2020). *Control hidrológico y geoquímico en las variaciones espaciales y temporales del drenaje ácido de roca en cuencas andinas de alta montaña (Yerba Loca, Chile)*. Tesis para optar al grado de magíster en ciencias, mención Geología. Universidad de Chile.

Nordstrom, D.K., McCleskey, R.B., Ball, J.W., 2009. Sulfur geochemistry of hydrothermal waters in yellowstone national park: Iv acid–sulfate waters. Applied Geochemistry 24, 191–207

Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J., 1999. User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. US Geological Survey Denver, CO.

Plumlee, G. S., Smith, K. S., Montour, M. R., Ficklin, W. H., y Mosier, E. L. (1999). Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral-deposit types. En L. H. Filipek, G. S. Plumlee (Eds.), *Reviews in economic geology (Vol. 6B), The environmental geochemistry of mineral deposits, Part B: Case studies and research topics* (pp. 373-432). Society of Economic Geologists, Inc.

Quezada, S., Dionizis, D., Ojeda, P., Lagos, M., y Montserrat, S. (2021). Efectos de la incorporación de estaciones meteorológicas de montaña en la reducción de sesgos en productos grillados de temperatura y precipitación. XXV Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica, Universidad de Chile, Santiago.

Runkel, R. L., Kimball, B. A., McKnight, D. M., y Bencala, K. E. (1999). Reactive solute transport in streams: a surface complexation approach for trace metal sorption. *Water Resources Research 35*, 3829–3840. https://doi.org/10.1029/1999WR900259

Sánchez-España, J., Yusta, I., y Diez-Ercilla, M. (2011). Schwertmannite and hydrobasaluminite: A reevaluation of their solubility and control on the iron and aluminum concentration in acidic pit lakes. *Applied Geochemistry*, *26*, 1752-1774.

Sillitoe, R. H. (2010). Porphyry copper systems. *Economic geology*, *105*, 3–41.

Tor o, J. C., Ortúzar, J., Zamorano, J., Cuadra, P., Hermosilla, J., y Spröhnle, C. (2012). Protracted magmatic-hydrothermal history of the Río Blanco-Los Bronces district, Central Chile: Development of world's greatest known concentration of copper. *Society of Economic Geologists Special Publication*, *16*(10), 105–126.

Valenzuela-Diaz, M. J., Navarrete-Calvo, A., McPhee, J., Garcia, A., Correa-Burrows, J. P., Navarro-Valdivia, L., y Caraballo, M. A. (2020). Hydrogeochemical and environmental water quality standards in the overlap between high mountainous natural protected areas and copper mining activities (Mapocho river upper basin, Santiago, Chile). *Journal of Hydrology*, 125063.

Viviroli, D., Dürr, H. H., Messerli, B., Meybeck, M., y Weingartner, R. (2007). Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. *Water Resources Research*, *43*, 1–13. https://doi.org/10.1029/2006WR005653

Williams, M. W., Hood, E., Molotch, N. P., Caine, N., Cowie, R., y Liu, F. (2015). The 'teflon basin'myth: hydrology and hydrochemistry of a seasonally snow-covered catchment. *Plant Ecology & Diversity*, *8*, 639–661.

Yates, D. (1996). WatBal: An integrated water balance model for climate impact assessment of river basin runoff. *Water Resources Development*, *12*(2), 121-39.

Yates, D., Sieber, J., Purkey, D., y Huber-Lee, A. (2005). WEAP21 A demand-, priority-, and preference-driven water planning model. Part 1: Model characteristics. *Water International*, *30*(4), 487–500.

Zarroca, M., Roqué, C., Linares, R., Salminci, J., y Gutiérrez, F. (2021). Natural acid rock drainage in alpine catchments: A side effect of climate warming. *Science of The Total Environment*, *778*, 146070. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146070

Zegers, G., Navarro-Valdivia, L., Lagos-Zuñiga, M., Navarrete-Calvo, A., Caraballo, M., Niño, Y., McPhee, J., y Montserrat, S. (2021). An integrated modeling approach for mineral and metal transport in acidic rivers at high mountainous porphyry cu systems. *Journal of Hydrology*, 126718.

Glosario

ARD: drenaje ácido de roca. Liberación natural de acidez, sulfato y metales disueltos en aguas producto de la meteorización de sulfuros.

AMD: drenaje ácido de mina. Generación de ARD, sobre rocas expuestas a meteorización producto de la actividad minera.

GCM: modelo de circulación general de la atmósfera (acrónimo según iniciales en inglés). Simulan variables de estado y flujos, tanto físicos como químicos, en todo el sistema atmosférico y se utilizan para realizar proyecciones de cambio climático.

Precipitación mineral: reacción química donde el producto es un sólido.

Probabilidad de excedencia: en hidrología estadística, representa la probabilidad de que el valor de una variable (p.e., caudal) sea mayor o igual a cierto valor de referencia.

Alteración hidrotermal: proceso de transformación mineralógica, química y textural de una roca, producto de la interacción con fluidos hidrotermales.

Meteorización: proceso de desintegración física o química de minerales y rocas por interacción con la atmósfera, hidrósfera y biósfera.

Escorrentía: componente del ciclo hidrológico que hace referencia a la lámina de agua proveniente de la precipitación que escurre sobre la superficie de una cuenca.

Mineralización: proceso de incorporación de minerales de interés en rocas preexistentes.

Evapotranspiración: componente del ciclo hidrológico que representa la suma de todos los flujos que van desde la cuenca hacia la atmósfera. Agrupa evaporación desde cuerpos de agua, transpiración vegetal, entre otros.

Sorción: proceso físico-químico en el cual una sustancia se adhiere a otra.

CAPÍTULO 2 / Sección 1

Glaciares en la cuenca alta del río Mapocho: variaciones y características principales

Cedomir Marangunic[1], Felipe Ugalde[1], Ashley Apey[1], Idoia Armendáriz[1], Martín Bustamante[1], Cristián Peralta[1]*

1. Geoestudios Asesores SA. Los Aromos 3371, San José de Maipo, Santiago, Chile.
**cmarangunic@geoestudios.cl*

RESUMEN

La subcuenca río Mapocho corresponde a una cuenca de régimen nival con una importante contribución glacial por parte de, a lo menos, 133 crioformas existentes. Los glaciares identificados abarcan glaciares de montaña, glaciares de valle, glaciaretes y glaciares rocosos, siendo estos últimos predominantes tanto en número como en superficie. A excepción de estos cuerpos, el resto de los glaciares, descubiertos y cubiertos ha experimentado un ininterrumpido retroceso junto con un persistente adelgazamiento y pérdida de masa. La caracterización estratigráfica y volumétrica del glaciar Altar Sur permite estimar un volumen de solo hielo de $12x10^6$ m^3, de la mano de un espesor máximo de 74 m al año 2020. El análisis de velocidad superficial en el glaciar rocoso Aguada Los Machos muestra tasas de desplazamiento medio de 0,24 cm/día o 0,88 m/año, común para la zona de estudio. La tendencia del albedo superficial en los glaciares de la cabecera del estero Yerba Loca es de una disminución generalizada, favoreciendo la ablación de estos cuerpos. A su vez, el balance de masa total acumulado de estos glaciares asciende a -4 megatoneladas por año para el período 2012-2020, de la mano con el alza de temperatura y disminución de precipitaciones en la actual mega-sequía. Es de esperar que estas tendencias se mantengan en el futuro próximo, motivo por el cual se hace relevante conocer los glaciares existentes y su importancia en los ecosistemas de montaña ante un escenario de cambio climático que amenaza su existencia en el futuro.

Glaciar Altar Sur tiene un volumen estimado de

$12x10^6$ m^3

74 m

espesor máximo al año 2020

La velocidad superficial promedio glaciar rocoso Aguada Los Machos es de:

0,24 cm/día

1. INTRODUCCIÓN

Chile es un país de glaciares. En sus 4.300 km de longitud alberga a la fecha más de 24.000 glaciares, los que ocupan una superficie aproximada de 24.000 km^2 (Barcaza et al., 2017). De estos, al menos 1.000 se emplazan en la Región Metropolitana de Santiago en lo alto de la cuenca del río Maipo.

La ciudad de Santiago, dispuesta en pleno valle central en la región, tiene dos nichos andinos cercanos: uno es el valle del río Maipo, el que se abre hacia el sureste hasta la frontera con Argentina, mientras que el otro corresponde al noreste de la capital, específicamente a la subcuenca río Mapocho Alto. En ella se encuentran más de 100 formas de hielo de múltiples tipos y geometrías, algunas más exploradas que otras tanto por actividades como el montañismo como por el desarrollo de la industria en cordillera.

En general, las masas de hielo se disponen en áreas remotas, relativamente distantes de la población. Por ello, es usual pensar que se está ajeno a sus cambios y/o comportamiento. No obstante, la importancia de estos cuerpos está dada por múltiples factores. En primer lugar, los glaciares son fuente y reserva de agua dulce. Son sustento vital para los más de 7 millones de habitantes en la región. A su vez, regulan los caudales, pues el hielo se derrite lentamente y entrega agua todo el verano y, en especial, en períodos de sequía como en la última década. Estos influencian el clima y la circulación oceánica de todo el planeta, además de afectar el nivel del mar. Además, son indicadores del clima del pasado, esto por medio de las burbujas de aire atrapadas entre los cristales de hielo, las que actúan como remanentes de la atmósfera al momento de precipitar en forma de copos de nieve.

Por otro lado, los humedales asociados al agua que surge de glaciares constituyen ambientes que sustentan importantes biotas, como es el caso del Santuario de la Naturaleza de Yerba Loca. Los glaciares blancos, por su parte, tienen un alto valor paisajístico, los que atraen cada vez más adeptos al montañismo y al aire libre a conocerlos. Entre ellos se cuentan el glaciar La Paloma, Yerba Loca, y los glaciares del cerro El Plomo. Desde un punto de vista histórico, la relación entre los habitantes de Santiago y sus glaciares cercanos se extiende hasta tiempos inmemoriales. En efecto, una parte importante de los glaciares de la cuenca alta del río Mapocho se divisa a simple vista desde casi cualquier punto de la capital. Tal es el caso de los glaciares que coronan las cimas de los cerros La Paloma y El Plomo. Sin ir más lejos, en este último fueron encontrados los restos ceremoniales del denominado "Niño del Plomo".

No menos importante, los glaciares generan peligros que deben conocerse y prevenirse, entre los que se cuentan los deslizamientos catastróficos, o colapsos, las avalanchas de hielo, GLOFs (descargas súbitas de lagos proglaciales), *surges* (o surgencias glaciales) y lahares en ambientes volcánicos. A la fecha no se han registrado este tipo de fenómenos en el área de estudio, sin embargo, los fuertes cambios experimentados por los glaciares en la última década podrían derivar en estos tipos de inestabilidades si no se les hace el debido seguimiento. La combinación de estos factores lleva a la necesidad de entender y conocer qué glaciares hay, cuántos y cómo son sumado a qué historia reciente relatan.

En lo que sigue, se presentan aspectos clave para el entendimiento de los glaciares en la cuenca alta del río Mapocho junto con algunas de sus características principales, entre las que se cuentan la extensión, variaciones recientes, estratigrafía y espesor, velocidades superficiales, albedo (o capacidad de reflejar la radiación) y los cambios de elevación en el tiempo. Finalmente, se discute acerca de sus proyecciones y cambios futuros ante los impactos del cambio climático y, en particular, de la megasequía que ha afectado la zona central en la última década.

2. METODOLOGÍA

2.1. Inventario y variaciones

Para la realización del inventario de glaciares y otras crioformas se revisaron los catastros que hayan identificado glaciares en el área de estudio históricamente. En este caso, se utilizó el inventario de Marangunic al año 1979, elaborado a partir de fotografías aéreas del vuelo Hycon del año 1955, y el inventario DGA en versión de marzo 2019, basado principalmente en imágenes satelitales del año 2000 en adelante para los glaciares de estudio.

En el caso de la microcuenca de Yerba Loca, tanto para la actualización del inventario como para el análisis de variaciones geométricas y de elevación de los glaciares, identificados previamente por la DGA, se emplearon fotografías aéreas del Servicio Aerofotogramétrico de la Fuerza Aérea de Chile, SAF, de los años 1996 a 1997 junto con levantamientos LiDAR (*light detection and ranging*) de los años 2012 a 2020 y vuelos UAV realizados por Geoestudios desde el año 2017 en adelante. Adicionalmente, se complementó la cobertura con imágenes satelitales Pléiades de los años 2019 a 2021.

El trazado de los contornos de glaciares se realizó según diferentes criterios. El primero es la identificación de las características superficiales según las ortoimágenes. Estos atributos contemplan las grietas y líneas de flujo hasta cordones de detritos, depresiones, lagunas supraglaciales y taludes frontales. El segundo consiste en el empleo de un sombreado del relieve derivado de los modelos digitales de elevación. Este producto de la topografía realza la rugosidad del terreno a fin de observar rasgos geomorfológicos que puedan pasar desapercibidos en las ortoimágenes.

Una vez establecidos los contornos de los cuerpos de hielo, estos se caracterizaron a partir de las recomendaciones UNESCO para la elaboración de inventarios de glaciares. Dentro de los aspectos esenciales a considerar se encuentran: el área total del glaciar y su ubicación; la longitud del glaciar; la cota de los puntos más altos y bajos; el volumen de hielo en el glaciar; la exposición de la superficie del glaciar y su dirección general de flujo. Todo este proceso culmina con la presentación del glaciar en un mapa.

Para el análisis de las variaciones, considerando la información disponible, se trazaron los contornos y se determinaron las cotas de las superficies de los glaciares para cada uno de los años. Una vez establecida esta información, se revisaron los cambios geométricos y de elevación para los períodos en estudio.

2.1.1. Evolución de cobertura

Para clasificar la superficie de los glaciares descubiertos en función de la cantidad y tipo de material en su superficie se utilizaron ortofotos LiDAR junto con fotografías aéreas. Se identificaron zonas con tres tipos de cobertura: a) superficie descubierta, b) superficie parcialmente cubierta y c) superficie cubierta. Estas categorías fueron usadas de referencia para realizar una clasificación supervisada mediante el algoritmo *Maximum Likelyhood Classification* en el programa ENVI 5.3. De este modo, se categorizan de manera automática cada uno de los pixeles de la imagen como una de las tres clases mencionadas.

En el caso de los glaciares cubiertos, o rocosos, la clasificación se realizó de forma binaria: superficie descubierta (hielo descubierto sin detritos) o superficie cubierta (hielo completamente cubierto por detritos). Una vez clasificadas las superficies de todos los glaciares fue posible cuantificar el área ocupada por cada clase de cobertura y realizar los posteriores análisis de tendencia temporal.

2.2. Estratigrafía, espesor y volumen

2.2.1. Espesor y volumen

Para la estimación de espesor de los glaciares de los esteros Yerba Loca y río San Francisco se realizaron sondajes, prospección geofísica (sísmica de refracción, gravimetría y tomografía de resistividad eléctrica), radar de penetración para hielo, GPR por sus siglas en inglés (*Ground Penetrating Radar*) y estimaciones indirectas a partir de velocidades superficiales de movimiento. La forma directa de medir espesores en un glaciar es a través de sondajes profundos que alcancen el lecho rocoso. Por lo general, este dato se utiliza para calibrar los resultados provenientes de otras mediciones.

En los glaciares cubiertos y descubiertos, los cuales muestran un gran porcentaje de hielo, el espesor se estimó mediante GPR. Este sistema emite una señal electromagnética que atraviesa el hielo glacial y rebota en la base (rocas o suelo) para luego volver a la superficie. Al conocer la velocidad de propagación de la onda en el hielo y el lapso de tiempo transcurrido entre la emisión y la recepción, se pudo estimar el espesor del glaciar. Este método es muy útil en cuerpos con gran porcentaje de hielo, como es el caso del glaciar Altar Sur (Figura 1), cabecera del estero de Yerba Loca, puesto que el contraste de la densidad entre el glaciar y la base rocosa es muy notorio.

Figura 1. Levantamiento con GPR en el glaciar Altar Sur.

Por otro lado, en glaciares rocosos, como el glaciar rocoso Aguada Los Machos, el contraste de densidad no es tan grande ya que el propio glaciar es muy heterogéneo y está formado por intercalaciones de capas de detritos y zonas con más o menos abundante hielo. Por tanto, en estos glaciares se opta por el empleo de métodos geofísicos convencionales. El caso de la sísmica consiste en la generación de un frente de ondas sísmicas con una fuente de energía, como la caída libre de una pesada masa. Esta genera una onda sísmica que rebota en los límites entre distintos medios y vuelve a la superficie para ser captada por sensores llamados geófonos. Al conocer la velocidad de propagación de las ondas y midiendo el tiempo de retorno de las mismas a los geófonos, es posible estimar el espesor en dicho punto.

El método gravimétrico, por su parte, se basa en el estudio de pequeñas variaciones en la gravedad terrestre. La presencia y distribución de cuerpos geológicos de distintas densidades y profundidades, como el hielo, la roca y el detrito circundante, son los causantes de estas variaciones. Dichas anomalías se midieron en terreno con un gravímetro con tal de estimar la densidad y, por tanto, naturaleza del material bajo la superficie del glaciar rocoso.

Una vez procesados los datos de espesor, estos se interpolaron en toda la extensión del glaciar mediante el algoritmo IDW, *Inverse Distance Weighted*. Para el caso de los glaciares con presencia de detritos en los márgenes, como es el caso de los glaciares cubiertos y rocosos, se impuso una condición de borde para el espesor en sus flancos, el que puede variar entre 0 a 5 m, dependiendo del tramo del glaciar. El modelo interpolado otorga un valor de espesor medio en metros, el cual es ponderado por el área del glaciar, derivada del inventario, para obtener el volumen. Para obtener el volumen equivalente en agua del hielo del glaciar, se empleó una densidad del hielo representativa derivada de la información estratigráfica de cada glaciar evaluado.

Finalmente, para identificar las variaciones del espesor del glaciar en el tiempo, los modelos interpolados de espesor fueron ajustados de forma secuencial con los mapas de cambios de elevación provistos por el balance de masa geodésico del glaciar, detallado más adelante. De esta manera, en aquellas zonas donde se evidencia que el glaciar ha disminuido su altura, el espesor se reduce, mientras que en sitios donde el glaciar aumentó la cota de su superficie, el espesor se incrementa.

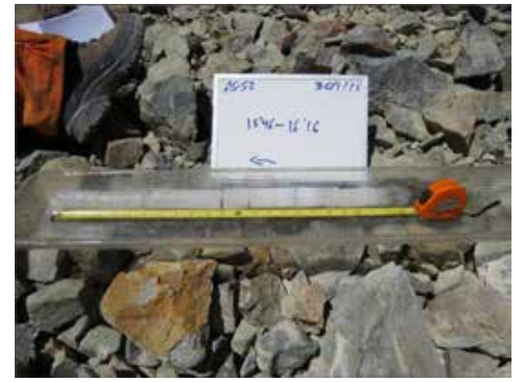


Figura 2. Muestra de hielo entre 15,46 y 16,16 m en el sondaje AS-S2 del glaciar Altar Sur.

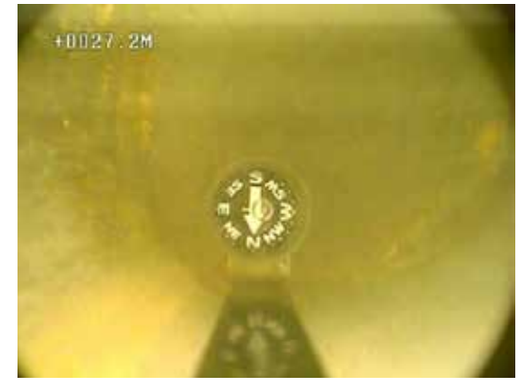


Figura 3. Captura de video en el sondaje AS-S1 en el glaciar Altar Sur a una profundidad de 27,2 m.

2.2.2. Estratigrafía

Dos métodos fueron utilizados para conocer la estratigrafía de hielo de los glaciares estudiados. El primero corresponde al análisis de los testigos de hielo recuperados en la perforación, como es el caso de los glaciares Altar Sur y Aguada Los Machos (Figura 2). Los testigos fueron estudiados en detalle para contabilizar las capas de detrito presentes en el hielo junto con el tipo y número de burbujas.

En segunda instancia, y cuando las condiciones del sondaje lo permitieron, se introdujo una videocámara para registrar las paredes internas del glaciar. En tal caso, se describió detalladamente el material observado y se midió la profundidad de cada registro (Figura 3). Con los datos recabados, más aquellos apreciables en la superficie del glaciar, se elaboró una columna estratigráfica tipo representativa de la situación al interior del glaciar.

2.3. Estimación de velocidades

El control de velocidad superficial en los glaciares se realizó a través de dos metodologías:

La primera corresponde al control en terreno del cambio de coordenadas. Este método consiste en obtener la ubicación de un grupo de puntos sobre el glaciar en distintos periodos de tiempo para determinar la dirección y magnitud de sus desplazamientos con respecto a su ubicación inicial. La segunda metodología refiere a la técnica de teledetección llamada *Feature Tracking*, la que consiste en correlacionar dos conjuntos de datos ráster, imágenes o sombreados de relieve provenientes de modelos digitales de elevación, para determinar el desplazamiento del glaciar mediante el seguimiento de patrones morfológicos en su superficie. Cuando se dispone de los respectivos sets de datos, ambos métodos se complementan para realizar una revisión cruzada de las magnitudes y direcciones obtenidas en cada vector de desplazamiento superficial del glaciar.

Para determinar la velocidad superficial del glaciar rocoso Aguada Los Machos se empleó el método *Feature Tracking*. Se utilizó como base la imagen Pléiades del 18 de febrero de 2020, mientras que como dato reciente se utilizó la imagen del mismo satélite con fecha 21 de enero de 2021. Estos datos fueron corroborados con las mediciones en terreno realizadas entre las fechas 10 de diciembre de 2012 y 18 de marzo de 2016.

2.4. Reducción del albedo superficial del hielo glaciar en Yerba Loca

El albedo es un factor relevante en el proceso de derretimiento de hielo glaciar ya que controla el flujo de radiación solar de onda corta que es reflejada por la superficie. El presente estudio determinó la variación temporal del albedo superficial de glaciares de Yerba Loca mediante productos de reflectancia superficial de los satélites Landsat-7 (ETM+) y Landsat-8 (OLI). Estos

fueron descargados desde la plataforma del *United States Geological Survey* (USGS) https://earthexplorer.usgs.gov/ y corregidas topográficamente mediante el método C (Teillet et al., 1982). Se seleccionaron 292 escenas (202 Landsat-7 2000-2020; 90 Landsat-8 2013-2020), correspondientes al *path* 233, *row* 83.

El albedo de superficie de banda ancha se obtuvo de una combinación lineal del albedo de banda angosta. La expresión de conversión viene dada por la Ecuación 1, donde α_s corresponde al albedo de superficie de banda ancha, α_i y c_i es el albedo superficial de banda angosta y coeficiente de conversión de la banda i. La Tabla 1 presenta los coeficientes de conversión utilizados.

Ecuación 1

$$\alpha_S = \sum_i c_i \alpha_i + c$$

2.5. Balance de masa geodésico y aporte hídrico neto anual

El balance de masa entrega una respuesta de las interacciones glacioclimáticas y un diagnóstico general del estado del glaciar. El glaciar se encuentra en equilibrio cuando no gana ni pierde masa, por lo tanto, no aporta agua a la cuenca. Si el balance de masa es negativo, es decir, pierde masa, esta masa de hielo perdida la aporta como agua a la cuenca. Por el contrario, si el balance de masa es positivo, es decir, retiene una fracción de la precipitación anual caída sobre ellos sin entregar una masa equivalente, entonces resta recursos hídricos a la cuenca.

El Balance de Masa Geodésico (BMG) anual se calculó comparando dos fuentes de datos de elevación obtenidas al término del periodo de ablación, al final del año hidrológico. El BMG anual $\mathcal{B}n$ (Ecuación 2), se obtiene al ponderar el balance de masa específico $\overline{b_n}$, y la superficie del glaciar, A.

Ecuación 2

$$B_n = \overline{b_n} \cdot A$$

El balance de masa específico (Ecuación 3), se define por la variación de elevación media anual del glaciar y la relación entre densidad del glaciar y del agua.

Ecuación 3

$$\overline{b_n} = \frac{\overline{\Delta H}}{\Delta t} \cdot \frac{\rho}{\rho_w}$$

El BMG anual para los glaciares del área de estudio se obtuvo de la diferencia de Modelos Digitales de Elevación (MDE) generados a partir de levantamientos LiDAR (*Light Detection and Ranging*), identificados en la Tabla 2. La metodología incluyó la delimitación de contornos de los glaciares y superficie estable *off-glacier* utilizada en el proceso de corrección de sesgo horizontal y vertical (Berthier et al., 2007). El análisis de incertidumbre del BMG anual se basa en la propagación de errores del cambio de elevación en el tiempo, área, y densidad del glaciar (Farías-Barahona, 2020; Malz et al., 2018).

Tabla 1. Coeficientes de conversión.

Autor	Sensor	B 1	B 3	B 4	B 5	B 6	B 7	Const.
Liang et al. (2000)	ETM+	+0,356	+0,130	+0,373	+0,085		+0,072	-0,0018
Wang et al. (2016)	OLI	+1,2242	-0,4318	-0,3446	+0,3367	+0,1834	+0,2555	-0,0052

Tabla 2. Antecedentes levantamiento LiDAR.

ID	Proveedor	Fecha captura	Altura AGL	Resolución MDE	Resolución ortofoto
		mm/aaaa	[m]	[m]	[m]
1	Digimapas Chile	03/2012	700/ 1.500	1	0,25
2	Digimapas Chile	03/2014	s/i	1	0,25
3	TRS Chile	02/2015	±1.000	1	0,15
4	Linkapsis	03/2016	700/ 1.330	1	0,20
5	Linkapsis	03/2017	700 / 1.580	1	0,20
6	Linkapsis	03/2018	700 / 1.580	1	0,20
7	Linkapsis	03/2019	700 / 1.580	1	0,20
8	Linkapsis	03/2020	700 / 1.580	1	0,20

3.RESULTADOS

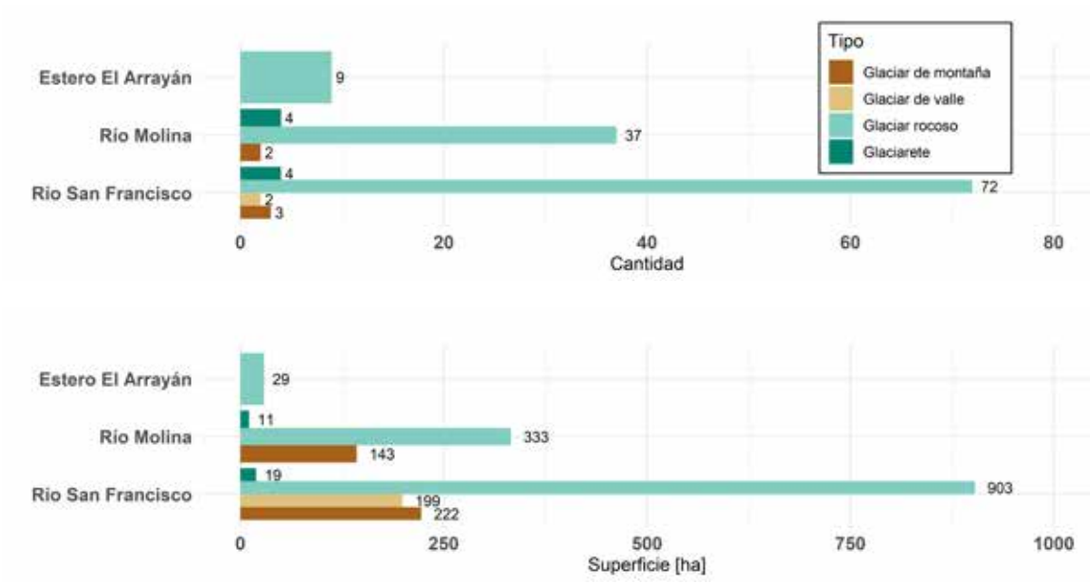
3.1. Inventario de glaciares para la subcuenca río Mapocho Alto

De acuerdo al Inventario Público de Glaciares de la DGA, en la subcuenca río Mapocho Alto se encuentran 133 glaciares, los que ocupan una superficie de 1.860 ha. Estos cuerpos representan el 5,3% del área con cobertura glacial en la cuenca del río Maipo (DGA, 2019). Las crioformas del área de estudio se clasifican, a su vez, en glaciares de montaña (confinados por terreno montañoso), glaciares de valle (rodeados por paredes y laderas de un valle), glaciares rocosos (con mayor porcentaje de detritos en su superficie e interior) y glaciaretes (cuerpos menores a 25 ha). Del total, los glaciares rocosos ocupan la mayor superficie, 1.265 ha. A su vez, corresponden a la categoría más numerosa con 118 ejemplares (Figura 4).

Figura 4. Glaciares de la subcuenca río Mapocho Alto. *Fuente: elaboración propia con datos de DGA (2019).*

De las cuatro subsubcuencas que conforman la subcuenca río Mapocho Alto, solo 3 contienen glaciares en su extensión. Estas corresponden a las subsubcuencas río San Francisco, río Molina y estero El Arrayán, las que representan el 72%, 26% y 2% del total del área englaciada de la subcuenca río Mapocho Alto, respectivamente (Figura 5). Cabe destacar que solo el río San Francisco contiene los 4 tipos de crioformas identificadas (Figura 6).

Figura 5. Glaciares de las subsubcuencas río San Francisco, río Molina y estero el Arrayán.
Fuente: elaboración propia con datos de DGA (2019).



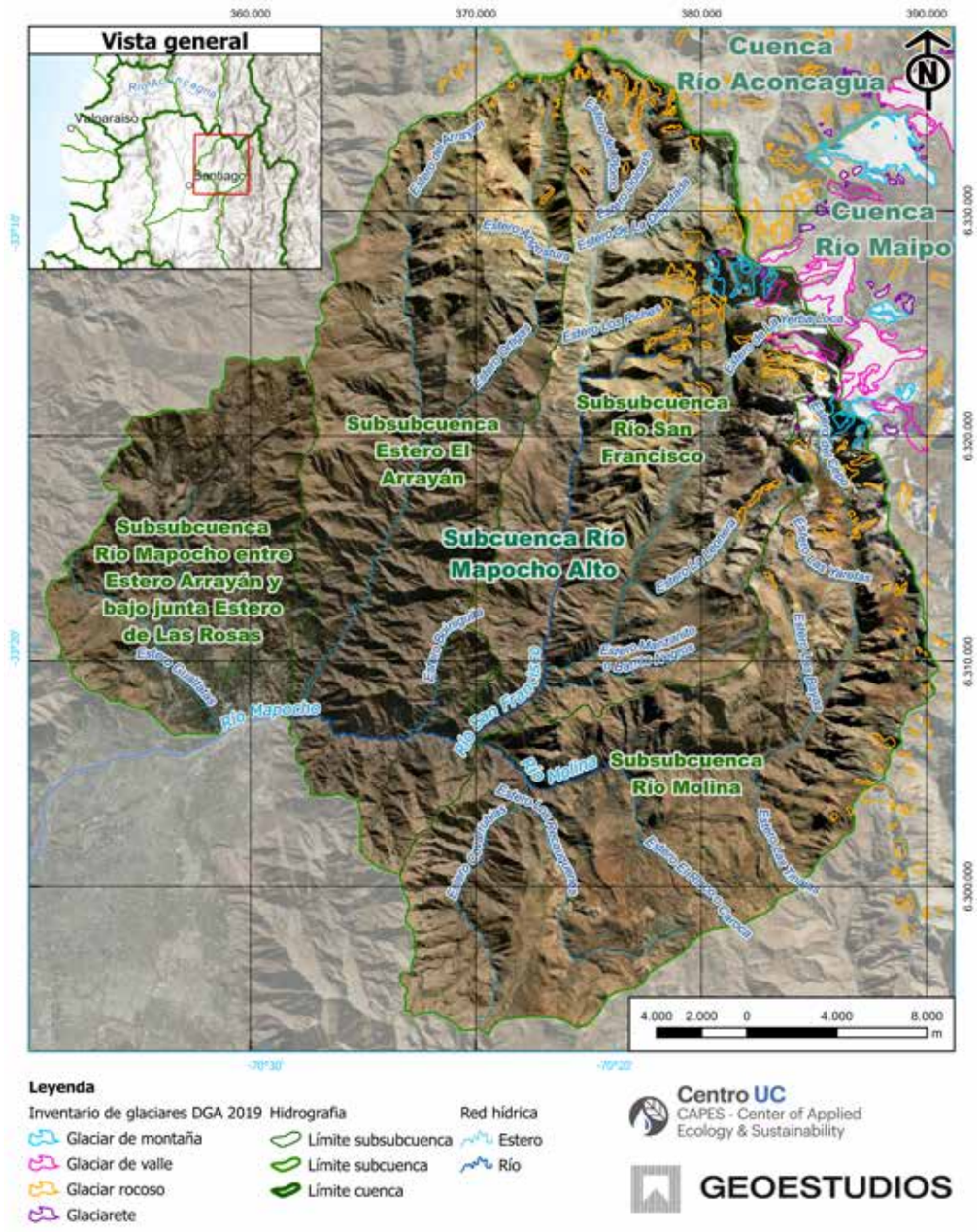


Figura 6. Inventario de glaciares en la subcuenca río Mapocho Alto (zona coloreada). Sectores con líneas de colores indican los distintos tipos de glaciar de acuerdo a DGA (2019).
Fuente: elaboración propia con datos de DGA (2019).

3.1.1. Inventario de glaciares de la microcuenca de Yerba Loca

En la microcuenca del estero Yerba Loca se identificaron un total de 31 glaciares, los que ocupan una superficie total de 788,2 ha (DGA, 2019). La superficie glacial de la microcuenca de Yerba Loca corresponde al 58,6% del área englaciada de la subsubcuenca río San Francisco. De acuerdo a la tendencia local, los glaciares rocosos predominan en número y superficie en la microcuenca (Figura 7), al tiempo que las porciones de hielo descubierto, glaciares de montaña y glaciaretes, ocupan una superficie equivalente al 31% de toda la extensión de las crioformas en el sector.

La actualización de información sobre los glaciares y crioformas ubicados en la cabecera del estero Yerba Loca, a partir del inventario DGA (2019) da cuenta de la existencia de a lo menos tres cuerpos que habrían perdido su calidad de glaciar, pasando a ser catalogados como "hielo remanente". Dichas crioformas suman una superficie de 3,3 ha (Figura 8). Por lo general, este tipo de morfologías pierde la capacidad de flujo viscoplástico, característico de un glaciar, producto de un menor espesor de hielo y suelen degradarse en el plazo de una década o menos.

De acuerdo a la clasificación por tipo de crioforma, se identifica una categoría adicional, correspondiente a la rampa **protalus**, cuerpo de detrito y hielo, de geometría alargada y formado al pie de farellones rocosos por acción de avalanchas de nieve y rocas. Dicho cuerpo posee una superficie levemente superior a 1 hectárea (Figura 8). En la Figura 9 se da cuenta del inventario de glaciares en la cabecera del estero Yerba Loca.

3.2. Variación de los glaciares de Yerba Loca

Son varios los procesos que influyen de manera significativa en el cambio climático y, por tanto, en la variabilidad actual de los glaciares. Entre estos fenómenos se cuentan la concentración de gases efecto invernadero, el alza de la temperatura de la superficie de la tierra, el cambio de uso de suelo, entre otros. Desde principios del siglo XX, con la Revolución Industrial y, en particular, tras la Segunda Guerra Mundial, los efectos antrópicos han acelerado los cambios anómalos del clima, impactando en el retroceso de las masas de hielo.

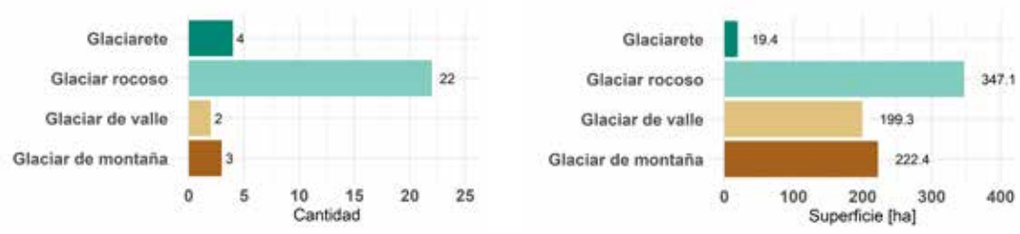


Figura 7. Glaciares presentes en la microcuenca Yerba Loca. *Fuente: elaboración propia con datos de DGA (2019).*

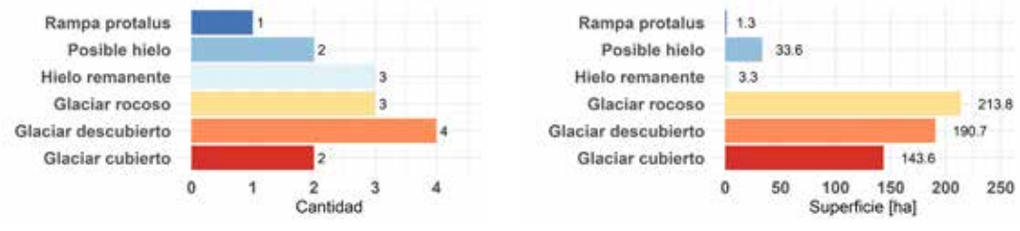


Figura 8. Clasificación de glaciares en la cabecera de la microcuenca de Yerba Loca.

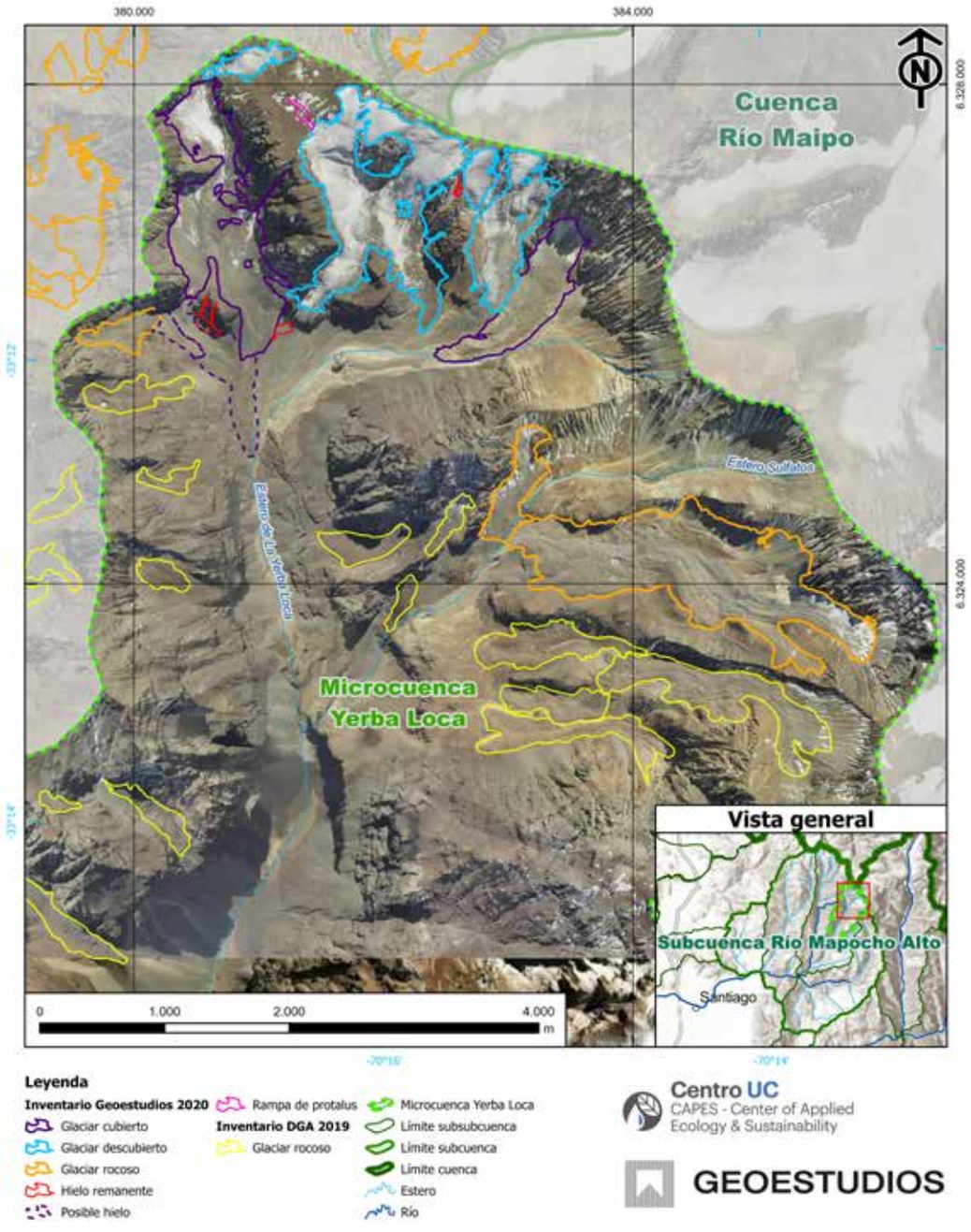


Figura 9. Inventario de glaciares y crioformas 2020 en la cabecera de la microcuenca de Yerba Loca. *Fuente: elaboración propia.*

En el máximo de la última glaciación en la cordillera al noreste de Santiago, hace 18.000 años atrás, aproximadamente, la extensión de los glaciares conformaba un gran campo de hielo, el que inundaba parte de los valles de San Francisco, Yerba Loca y Molina (Figura 10).

Dentro de este sistema, el frente del glaciar Paloma Oeste ha presentado marcadas variaciones frontales, especialmente en su zona baja. Gracias a la evidencia otorgada por fotografías aéreas, imágenes satelitales y vuelos LiDAR, se pudo establecer que entre los años 1955 a 2020 (Figura 11), se registra una tendencia hacia un retroceso cada vez más acelerado, con cambios más abruptos a partir de la década de 2010-2020, coincidente con la denominada megasequía de los Andes centrales desde fines de la primera década del 2000 (Garreaud et al., 2019).

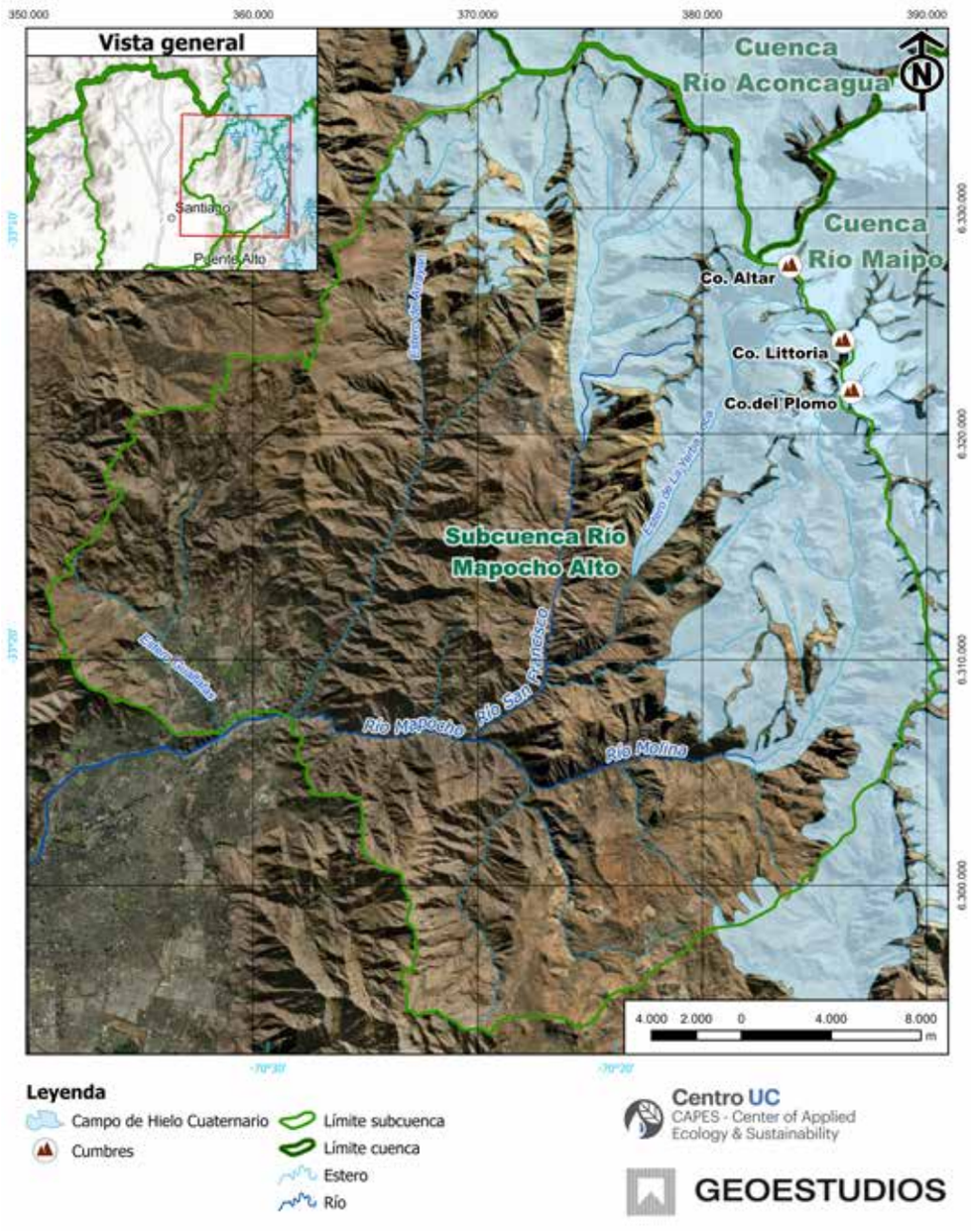


Figura 10. Extensión aproximada del Campo de Hielo cuaternario en el sector cordillerano de la cuenca del río Mapocho. *Fuente: elaboración propia.*

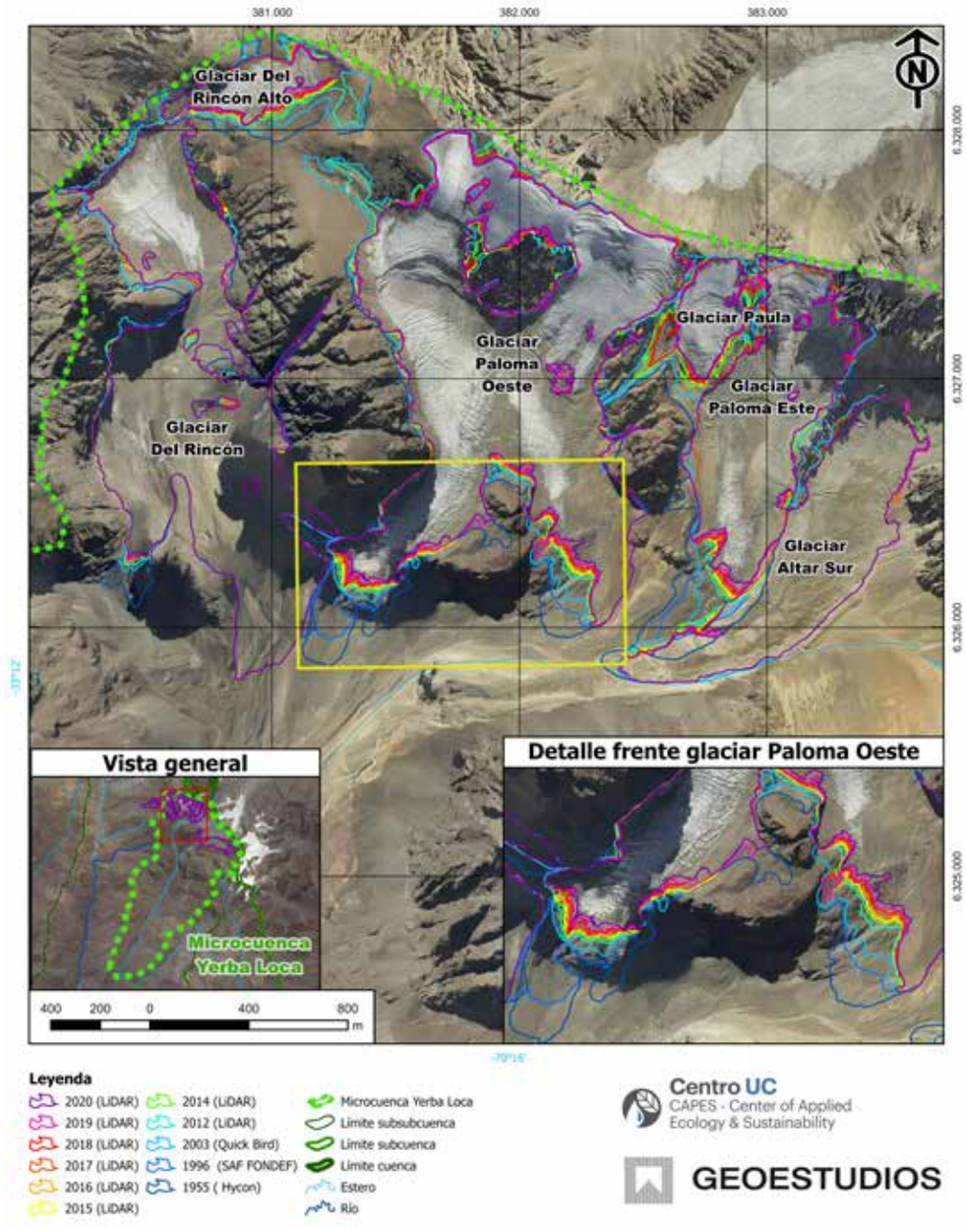


Figura 11. Variaciones geométricas de los glaciares situados en la cabecera de micro cuenca de Yerba Loca, subsubcuenca del Mapocho. *Fuente: elaboración propia.*

3.2.1. Evolución de la cobertura del glaciar rocoso Littoria, Yerba Loca

Un buen ejemplo de proceso de transformación de cobertura corresponde al glaciar rocoso Littoria, en la cabecera del estero de Yerba Loca. Al comparar fotografías aéreas, imágenes satelitales y LiDAR entre los años 1955 y 2020 se observan cambios importantes relacionados a la cobertura de detritos del glaciar.

La fotografía aérea Hycon de 1955 muestra que el glaciar Littoria tenía la zona de acumulación mayormente descubierta de detritos. Se identifica una separación entre una superficie blanquecina, correspondiente a la neviza de ese año, y una superficie de color gris claro, la cual se atribuye a zonas cubiertas de detritos del glaciar. Esta separación definía la línea de nieves existente en el glaciar en febrero de 1955. Gran parte de las porciones del glaciar debajo de la línea de nieves se encontraban cubiertas por detritos en el momento de la captura de la fotografía. El porcentaje de superficie con detritos para el año 1955 era de un 78% (Figura 12). La fotografía aérea SAF del año 1997 muestra un aumento de la superficie cubierta de detritos pasando a un 84%. Se destacan nuevas zonas cubiertas de detritos en la parte alta de la cabecera del glaciar.

Posteriormente, al revisar el fotomosaico LiDAR 2012, el proceso de cobertura de detritos continúa, presentando para ese año un 94% de su área cubierta por detritos. Finalmente, la imagen satelital Pléiades 2020 muestra que el área descubierta se ha extinguido, por lo que el glaciar en su totalidad se encuentra cubierto por detritos (Figura 13).

3.3. Estratigrafía, espesor y volumen del glaciar Altar Sur

La caracterización del espesor y estratigrafía de un glaciar es el resultado de la integración de las múltiples fuentes de datos levantadas a lo largo de su estudio. Esto incluye las estimaciones realizadas mediante mediciones geofísicas, datos directos levantados en sondajes y estimaciones a partir de velocidades y ley de flujo de hielo. En el caso del glaciar Altar Sur, el modelo interpolado de profundidades, ajustado según los cambios de elevación al año 2020, otorga un espesor máximo de 73,9 m, con un valor medio de 31,2 m (Figura 14). Teniendo en cuenta la superficie de 46,3 ha reportada por el inventario 2020, se estima un volumen de 14.473.679 m^3 para todo el glaciar. Al ponderar el valor anterior por el porcentaje de hielo obtenido del análisis estratigráfico, 84,1 %, se obtiene el volumen de solo hielo, que corresponde a 12.013.153 m^3.

La caracterización estratigráfica, por su parte, permite dar cuenta de zonas con más de 50 m de espesor de hielo, las que cuentan con niveles intercalados de detritos y burbujas en su interior (Figura 15).

Fotografía gentileza de Martín Bustamante Domic

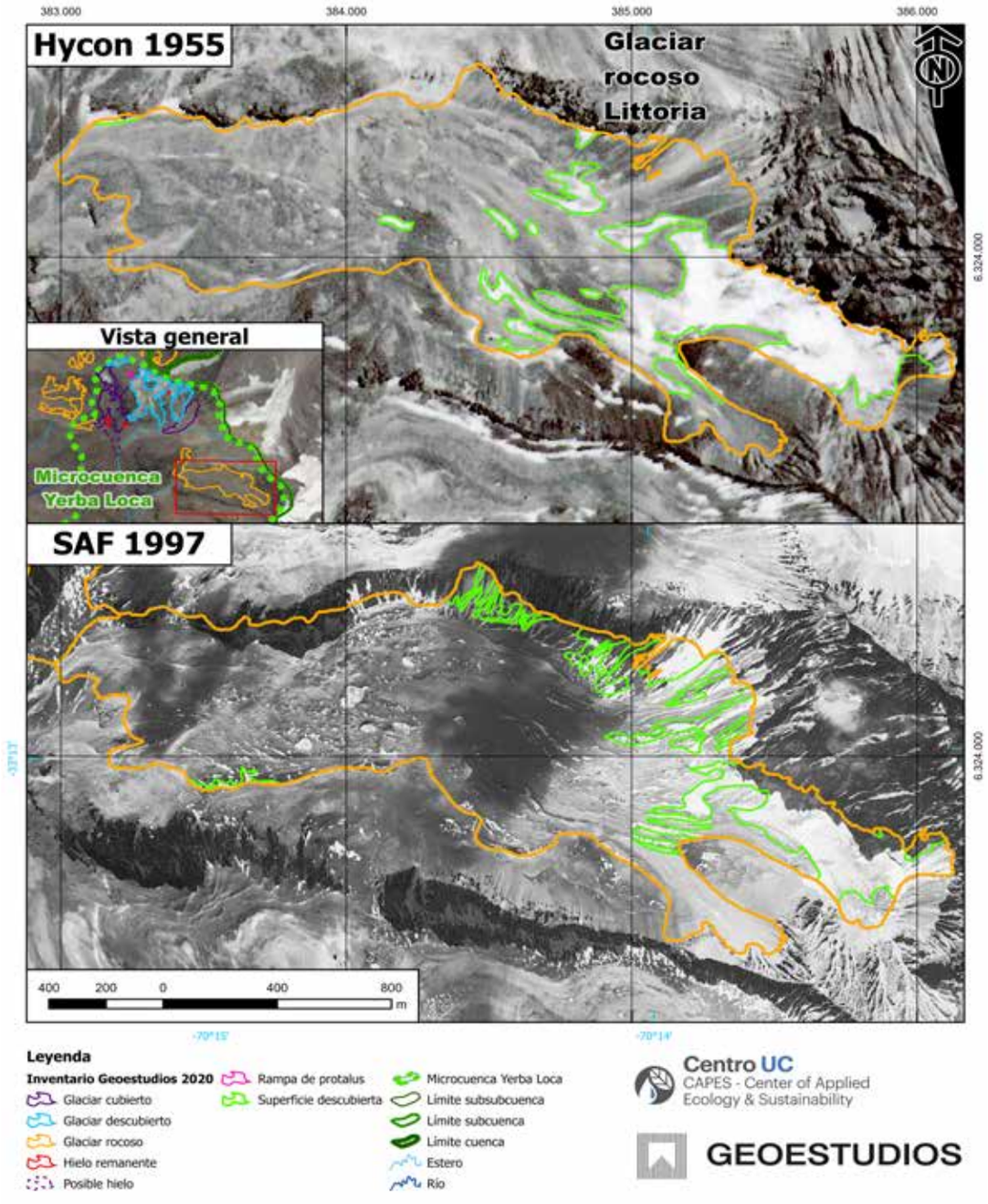


Figura 12. Fotografía aérea Hycon 1955 (arriba) y fotografía aérea SAF 1997 (abajo). En color verde límite de área descubierta con presencia de hielo, neviza o nieve. *Fuente: elaboración propia.*

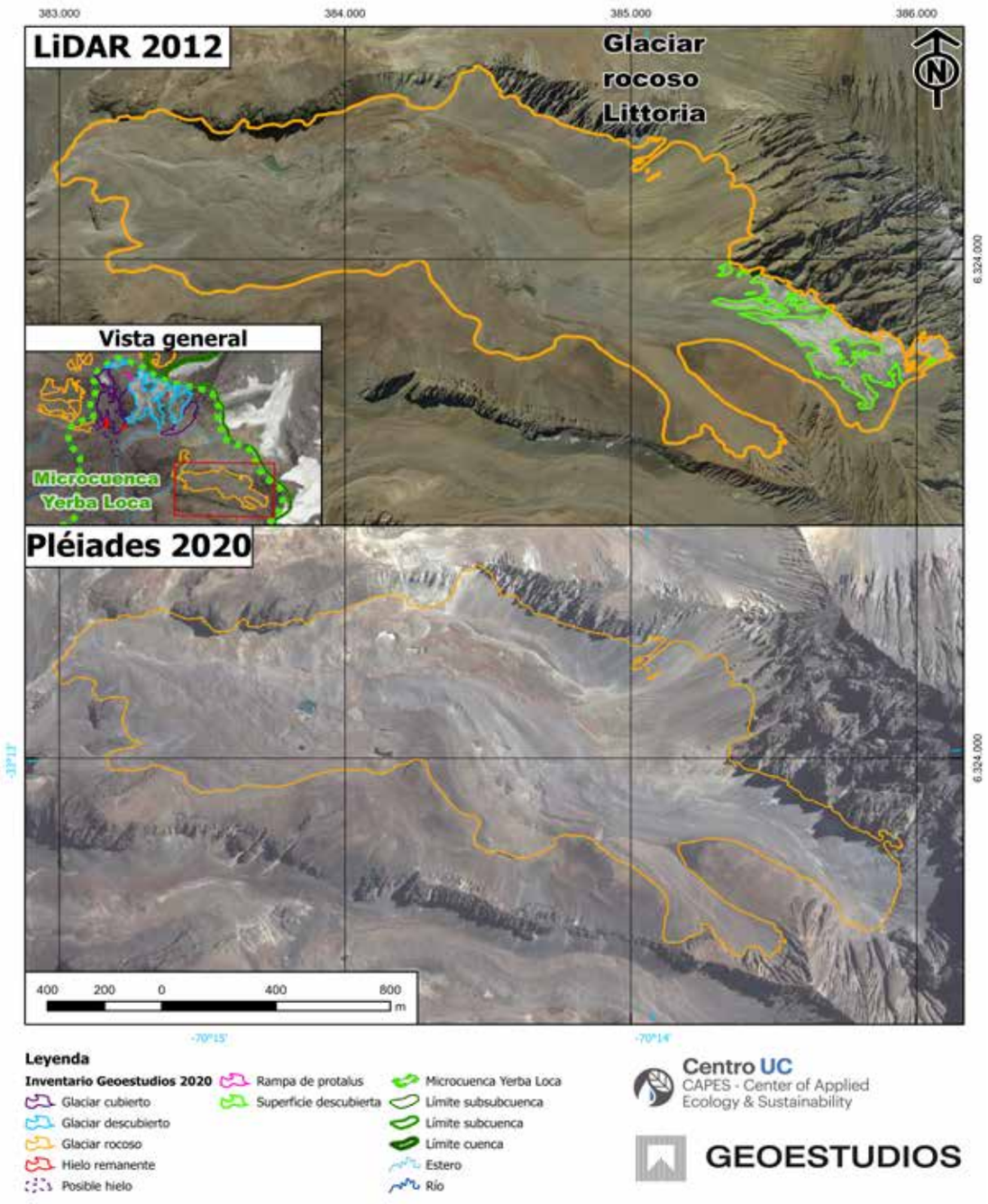


Figura 13. Fotomosaico LiDAR 2012 (arriba) e imagen satelital Pléiades 2020 (abajo). En color verde límite del área descubierta. *Fuente: elaboración propia.*

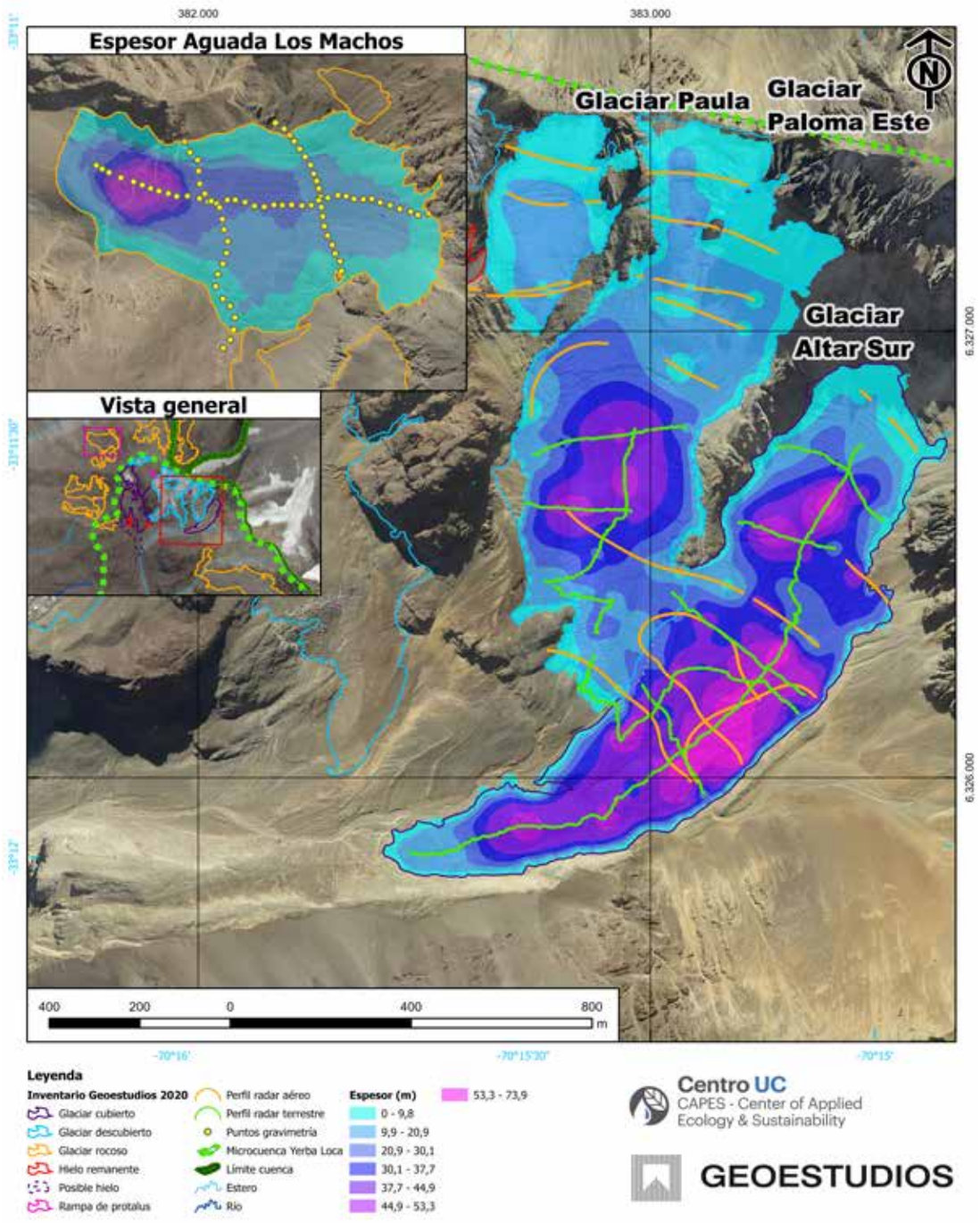


Figura 14. Esquema de espesor en el glaciar Altar Sur y en dos glaciares descubiertos vecinos (Paloma Este y Paula). Como comparativa, se presenta el modelo de profundidad en el glaciar rocoso Aguada Los Machos. *Fuente: elaboración propia.*

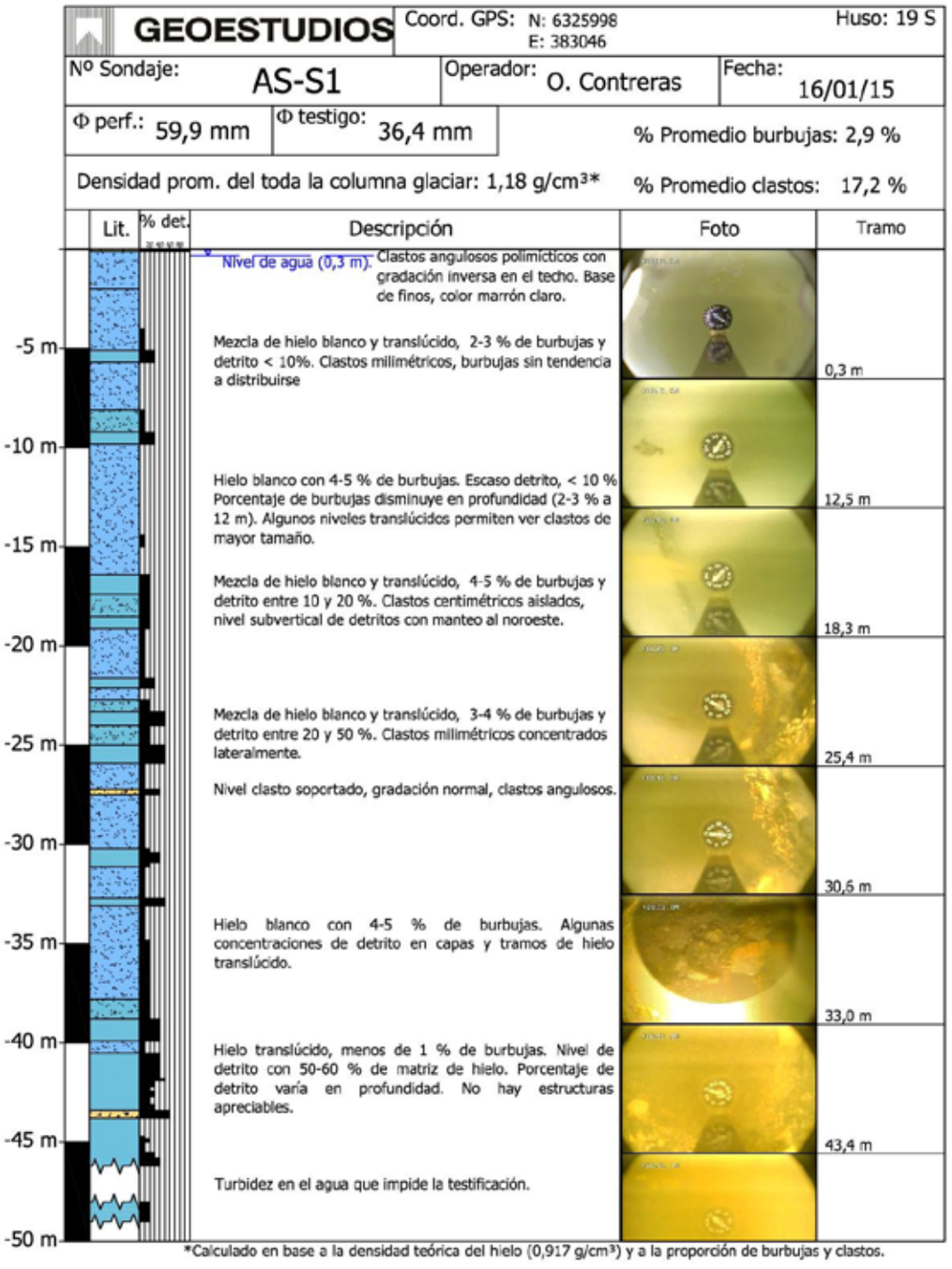


Figura 15. Testificación del sondaje AS-S1 en el glaciar Altar Sur, profundidad de 0 a 50 m. *Fuente: elaboración propia.*

El glaciar Altar Sur está cubierto casi en su totalidad por una delgada capa de detritos. A medida que se avanza hacia la parte inferior del glaciar (zona de ablación), la cubierta de detritos aumenta hasta tal punto que se confunde con los materiales adyacentes (Figura 16), salvo en lugares donde cauces supraglaciales erosionan el glaciar durante la época estival.

La parte superior del glaciar aún presenta zonas con nieve y neviza al descubierto, las que se encuentran afectadas por el constante aporte de detritos en su superficie. En la porción alta, zona de acumulación, se pueden observar cinco depósitos lobulares que corresponden a detrito caído desde la pared sur del cerro Altar (Figura 17).

Figura 16. Aspecto de la cubierta de detritos en el glaciar Altar Sur. Fecha de captura: 18/04/2014. *Fuente: Geoestudios, 2014.*

Figura 17. Glaciar Altar Sur (derecha de la imagen) recubierta casi totalmente de detritos. Fecha de captura: 04/02/2014. *Fuente: Geoestudios, 2014.*

Los cauces supraglaciales han erosionado el glaciar en diversos puntos, dejando cortes subverticales donde se puede observar el aspecto del interior del glaciar (Figura 18). Aquí, el glaciar muestra una gran cantidad de intercalaciones de detritos, que concuerda con el alto porcentaje (entre 14% y 17%) que se encontró en la testificación del glaciar (Figura 15). Este nivel de detritos se explica por la caída de materiales desde la pared sur del cerro Altar, en particular en épocas estivales y períodos de sequía.

Al año 2014, en la parte terminal del glaciar, en el estero que lo separa del glaciar Paloma Este, se pudo observar un nivel en la base del hielo que fue identificado como la morrena basal (Figura 19). Esta se encontraba formada por hielo y detritos en proporciones similares con un espesor variable que no superaba los 50 cm.

Figura 18. Corte subvertical en el glaciar Altar Sur donde se puede observar la importante cantidad de intercalaciones de niveles de detrito. Fecha de captura: 18/04/2014. *Fuente: Geoestudios, 2015.*

Figura 19. Morrena basal en la zona de ablación del glaciar Altar Sur. Fecha de captura: 22/03/2014. *Fuente: Geoestudios, 2014.*

3.4. Velocidad superficial del glaciar rocoso Aguada Los Machos

Los resultados obtenidos del análisis de velocidad superficial en el glaciar rocoso Aguada Los Machos muestran valores homogéneos y representativos en casi toda la superficie del glaciar, con velocidades mayores a lo largo del eje longitudinal (Figura 20). La velocidad máxima obtenida en el glaciar rocoso Aguada Los Machos fue de 0,47 cm/día, equivalente a 1,72 m/año. La velocidad media es de 0,24 cm/día, equivalente a 0,88 m/año.

Para validar los resultados obtenidos por teledetección, se realizó una comparación con las velocidades obtenidas en terreno en el glaciar rocoso Aguada Los Machos. La Tabla 3 da cuenta de los valores de velocidad superficial correspondientes al período 2012-2016.

Tabla 3. Comparación de resultados de velocidades anuales obtenidas mediante técnica de medición de balizas y *feature tracking* en el periodo 2012-2016.

Baliza	Días transcurridos entre lecturas de balizas	Desplazamiento balizas [cm]	Días transcurridos entre imágenes LiDAR	Velocidad balizas [cm/día]
BV1	1.194	360	1.475	0,30
BV2	1.194	346	1.475	0,29
BV3A	1.194	128	1.475	0,11
BV3B	1.165	202	1.475	0,17
BV3N	1.194	50	1.475	0,04
BV3S	1.194	115	1.475	0,10
BV4	1.194	77	1.475	0,06
BV4S	1.194	153	1.475	0,13
BV4N	1.194	49	1.475	0,04
BV5	1.194	117	1.475	0,10
BV6	1.194	36	1.475	0,03
BV7o	2.887	28	1.475	0,01

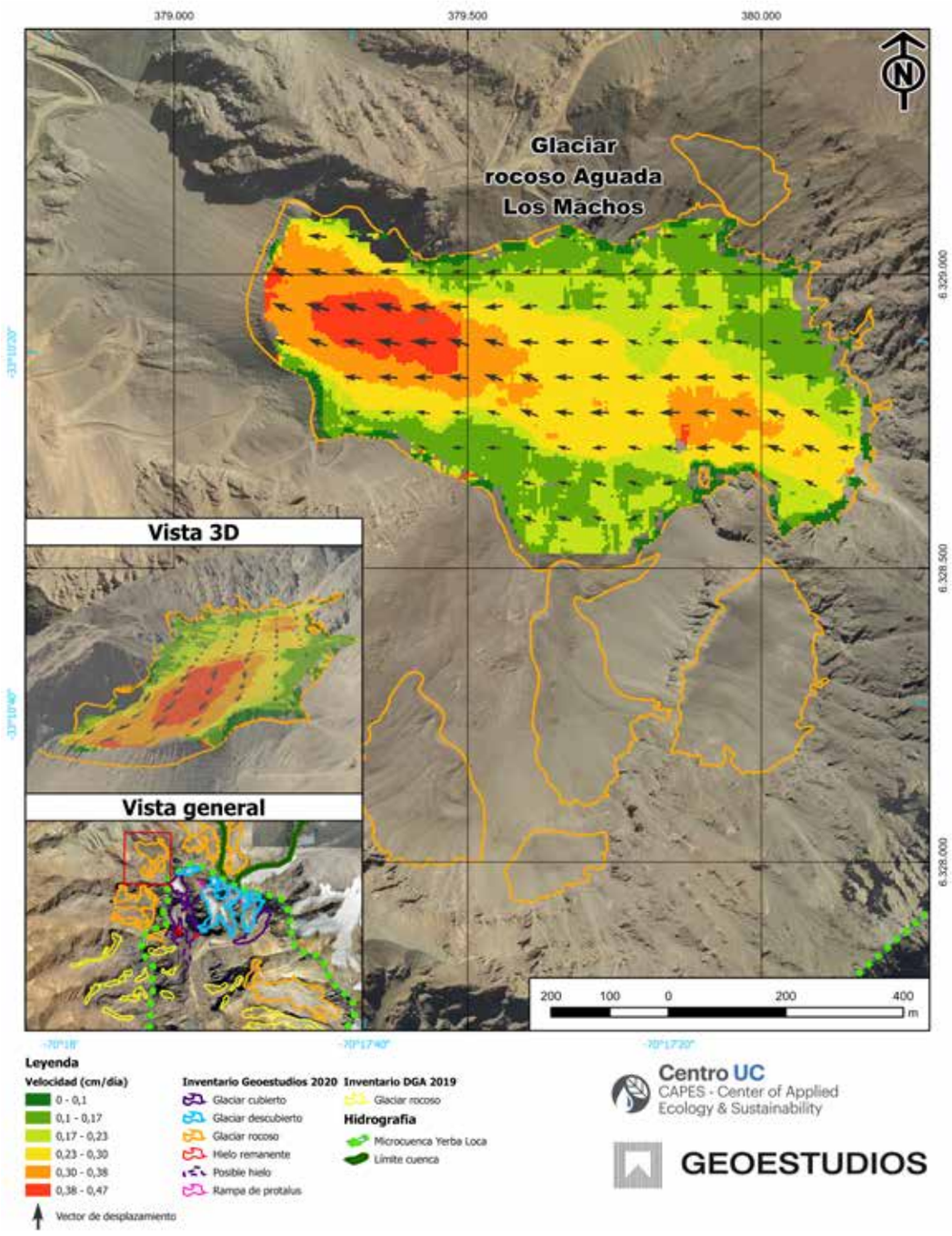


Figura 20. Velocidades superficiales 2020-2021 en el glaciar rocoso Aguada Los Machos.
Fuente: elaboración propia.

La Figura 21 muestra la validación de las velocidades obtenidas en el glaciar rocoso Aguada Los Machos al compararla con registros en balizas. Los resultados muestran que existe una buena correlación entre ambas técnicas, sobre todo teniendo en cuenta de que en muchos casos se trata de desplazamientos de escasos centímetros.

3.5. Reducción del albedo superficial del hielo glaciar en Yerba Loca

La superficie de los glaciares cubiertos y descubiertos del estero Yerba Loca se clasificó en tres categorías:

- **Descubierto**: hielo con ausencia o una baja cantidad de detrito
- **Semicubierto**: hielo con una alta concentración de detritos e impurezas
- **Cubierto**: hielo cubierto de una densa capa de detrito (mayor a 2 cm de espesor)

La Figura 22 muestra el mapa de clasificación de superficie y la Tabla 4 presenta la fracción de superficie descubierta y semicubierta por glaciar, que representan al 60% de la superficie total.

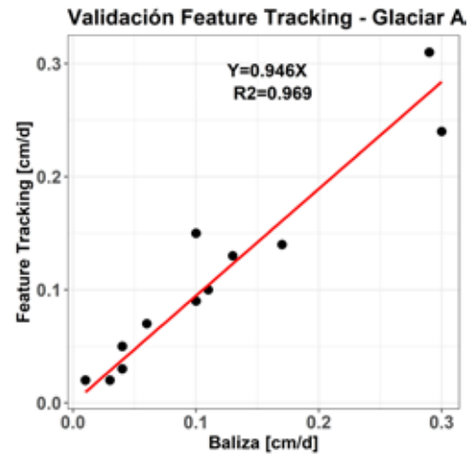


Figura 21. Comparación de resultados de velocidades obtenidas mediante técnica de medición de balizas y *feature tracking.*

Tabla 4. Identificación de glaciares en estudio.

ID_DGA	Nombre	Tipo	Superficie Total	Superficie Descubierta + Semicubierta	
			[km²]	[km²]	[%]
CL105721061	Del Rincón	Cubierto	0,99	0,26	26
CL105721063	Del Rincón Alto	Descubierto	0,10	0,07	70
CL105721064	Paloma Oeste	Descubierto	1,35	1,09	81
CL105721065A	Paloma Este	Descubierto	0,46	0,40	87
CL105721065B	Paula	Descubierto	0,10	0,10	100
CL105721066	Altar Sur	Cubierto	0,46	0,15	33
TOTAL			**3,46**	**2,07**	**60**

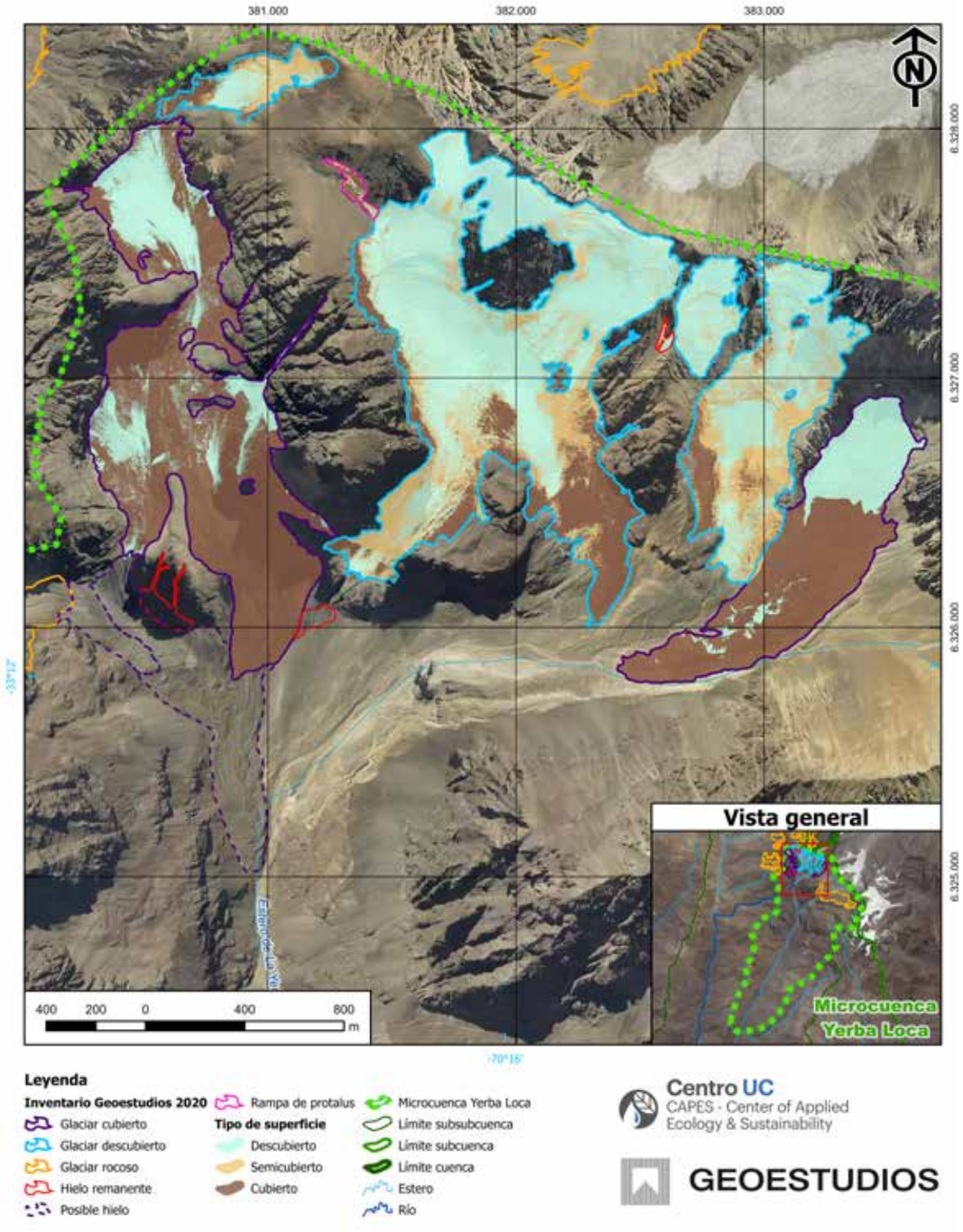


Figura 22. Clasificación de superficie glaciar. Fuente: elaboración propia.

Los resultados del albedo de hielo descubierto y semicubierto de los glaciares seleccionados indican una tendencia negativa en las últimas dos décadas (Figura 23), lo que se traduce en una mayor disponibilidad de energía para derretimiento de nieve y hielo.

La Figura 24 presenta el albedo medio mensual representativo del periodo 2000-2020. Durante el trimestre octubre–diciembre predominan valores de albedo de nieve vieja limpia y húmeda (0,46-0,70) o nieve vieja con detritos (0,30-0,60). Durante el trimestre enero–marzo predominan valores de albedo de neviza con detritos (0,15-0,40) y hielo glaciar con detritos (0,06-0,30). La disminución del albedo de la nieve se explica por los procesos de metamorfismo, que aumenta el tamaño de grano hasta alcanzar características de neviza. Además, la formación de penitentes reduce el albedo de la superficie glaciar. Una reducción significativa del albedo en la superficie glaciar se produce cuando la nieve estacional desaparece, quedando expuesto el hielo glaciar.

En los meses de marzo del periodo de megasequía 2010-2020 predominan valores de albedo de hielo descubierto con detrito cercanos a 0,2 (Figura 25). Incrementos de albedo observados durante el período

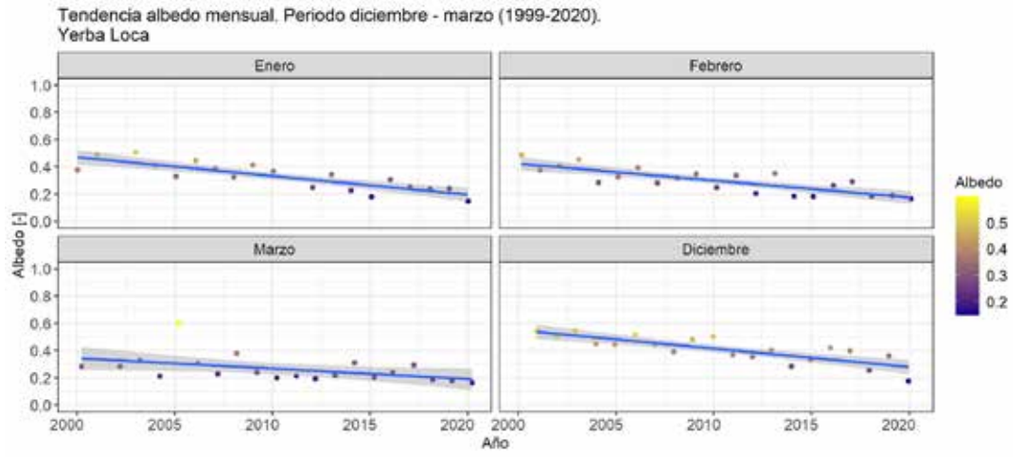


Figura 23. Tendencia del albedo superficial en glaciares de Yerba Loca.

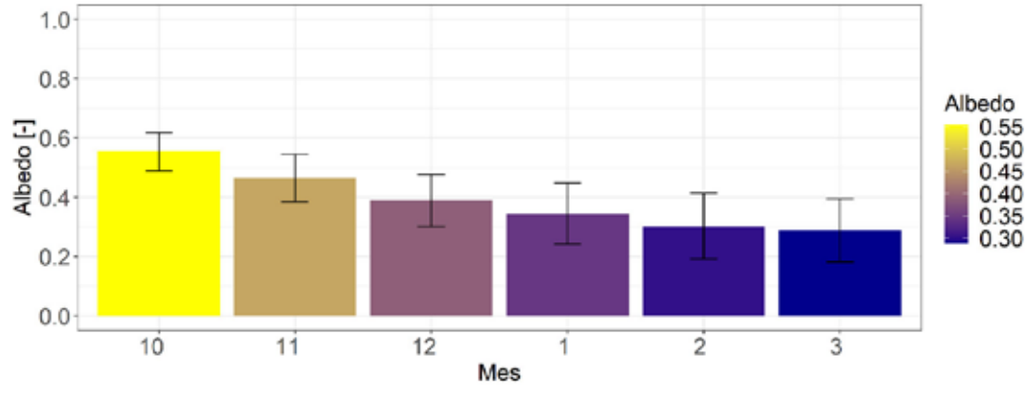


Figura 24. Albedo medio mensual superficie de hielo descubierto y semicubierto en los glaciares de Yerba Loca. Promedio 2000-2020 derivado de imágenes Landsat-7 y Landsat-8.

estival son ocasionados por tormentas convectivas que depositan una delgada capa de nieve sobre la superficie glaciar. Se identificó que mientras menos acumulación de nieve se produce en el invierno, menores valores de albedo se identifican al término del verano.

3.6. Balance de masa geodésico y aporte hídrico neto anual

Los resultados del balance de masa geodésico medidos en ocho glaciares del estero de Yerba Loca muestran una sostenida pérdida de masa durante el periodo 2012-2020. El balance de masa total acumulado asciende a -4,0±0,5 Mt/año. El 59% de la pérdida de masa corresponde a glaciares descubiertos. La Tabla 5 resume el comportamiento promedio de cada uno de los glaciares seleccionados.

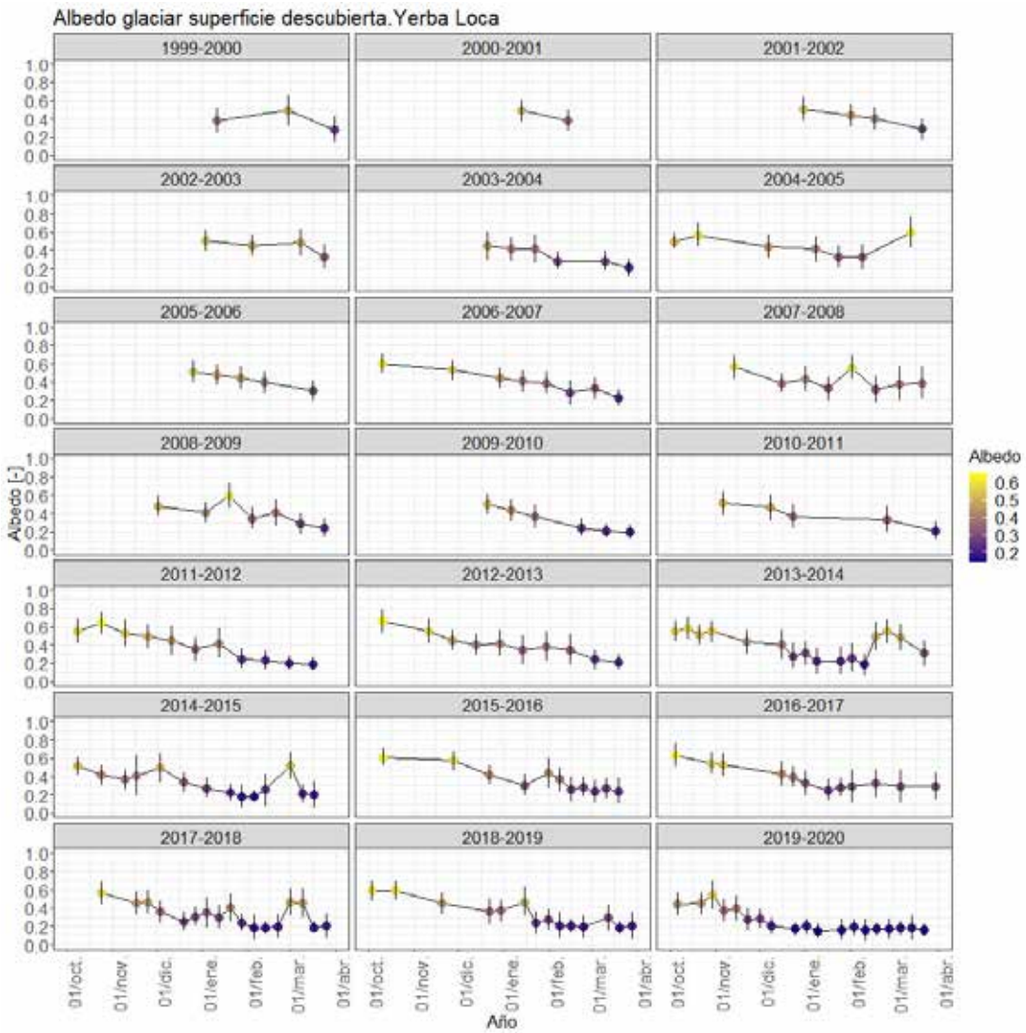


Figura 25. Series de tiempo de albedo de los distintos periodos de ablación. Período 2000-2020.

Tabla 5. Resultados balance de masa geodésico 2012-2020.

Glaciar	Tipo	Superficie al 2020		Balance de masa		
		[ha]	% relativo	[m eq.a/ año]	[kt/año]	% balance masa
58	Rocoso	22,2	4,1%	-0,14±0,07	-32±15	0,8%
Paula	Descubierto	8,9	1,7%	-0,87±0,09	-91±10	2,3%
Del Rincón Alto	Descubierto	9,3	1,7%	-1,18±0,10	-133±12	3,4%
Altar Sur	Cubierto	46,2	8,6%	-0,72±0,09	-336±41	8,5%
Littoria	Rocoso	180,2	33,6%	-0,27±0,07	-492±122	12,4%
Paloma Este	Descubierto	45,1	8,4%	-1,15±0,11	-550±51	13,9%
Del Rincón	Cubierto	98,0	18,2%	-0,77±0,09	-766±86	19,3%
Paloma Oeste	Descubierto	127,0	23,7%	-1,15±0,10	-1.560±141	39,4%

Los glaciares han sufrido un balance de masa negativo consecutivo durante el periodo de análisis con grados de intensidad variable. La Figura 26 presenta el balance de masa específico acumulado, donde se observa una mayor tasa de pérdida de masa durante los periodos 2012-2015 y 2017-2020. Un caso excepcional corresponde al año hidrológico 2019-2020, el más seco de los últimos 50 años de acuerdo a los registros de la estación Quinta Normal, periodo en el cual los glaciares muestran la mayor pérdida de masa. Un breve receso se identifica durante el periodo 2015-2017, cuando las precipitaciones fueron relativamente mayores.

La Figura 27 muestra la variación de elevación de glaciares descubiertos y cubiertos en la cabecera de la cuenca del estero Yerba Loca. Se observa la distribución espacial de ΔH negativos (color rojo) y positivos (color azul). Se identifican periodos en los cuales la zona de ablación se extiende por toda la superficie (2012-2015 y 2017-2020) y periodos que muestran zonas con acumulación (2015-2017). Las áreas de mayor adelgazamiento corresponden a hielo descubierto que a fines del periodo de ablación se cubre de una delgada capa de detrito e impurezas proveniente de las laderas de los cerros circundantes, avalanchas y que exhuman desde el interior del hielo. El efecto directo de las impurezas acumuladas sobre la superficie de hielo es un incremento de las tasas de fusión debido a la disminución de albedo.

La mayor contribución hídrica glaciar en la cuenca del estero Yerba Loca proviene de los glaciares Paloma Oeste y Del Rincón, seguido del glaciar Paloma Este y el glaciar rocoso Littoria. Los aportes de los glaciares Paula, Del Rincón Alto y rocoso 58 son marginales pero no despreciables, debido a su reducida extensión. La Figura 28 presenta la estimación de aporte hídrico anual de los glaciares de Yerba Loca. Los caudales medios anuales se encuentran en el rango 17–255 L/s.

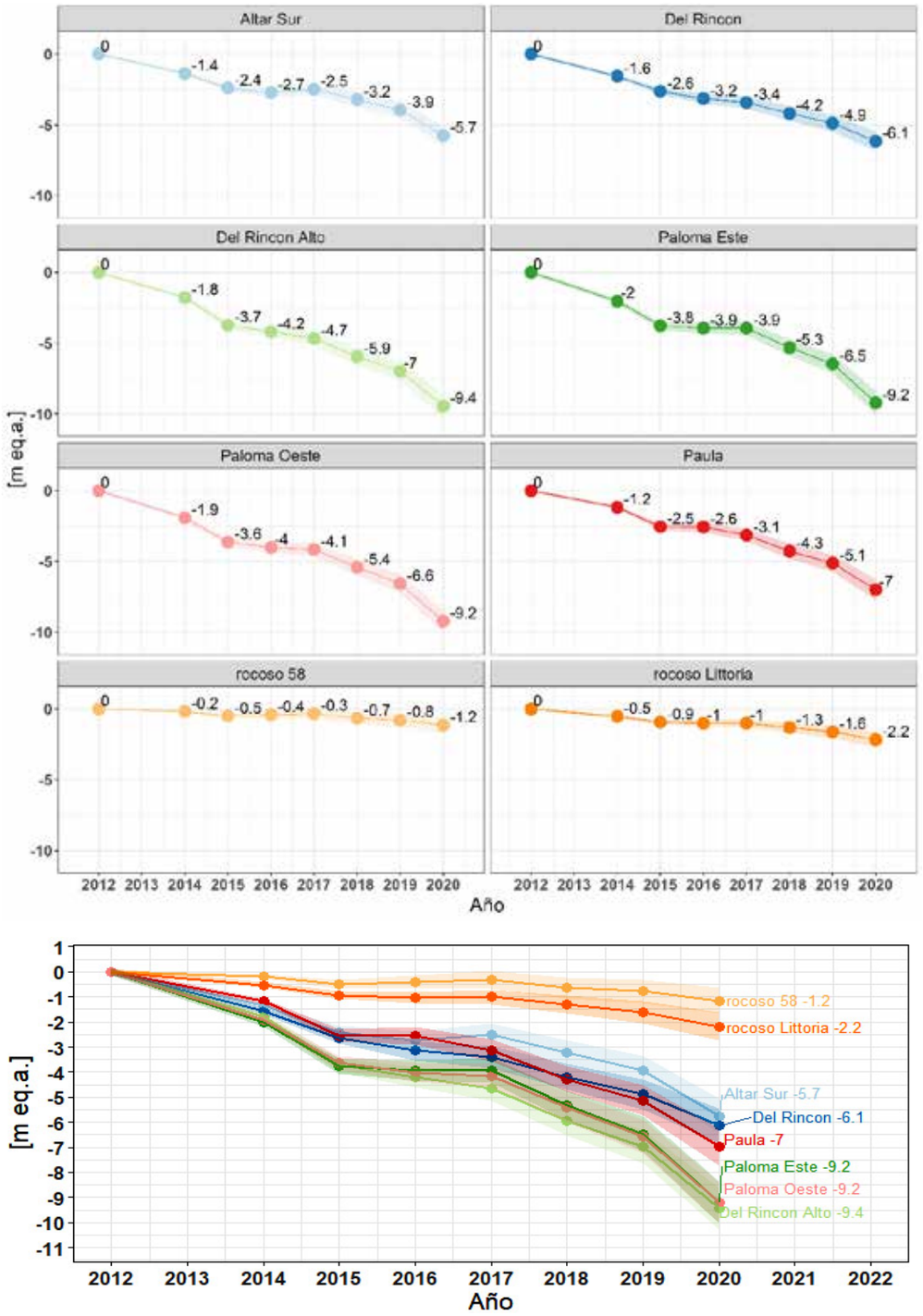


Figura 26. Balance de masa geodésico específico acumulado. La sombra de cada línea indica rango de incertidumbre.

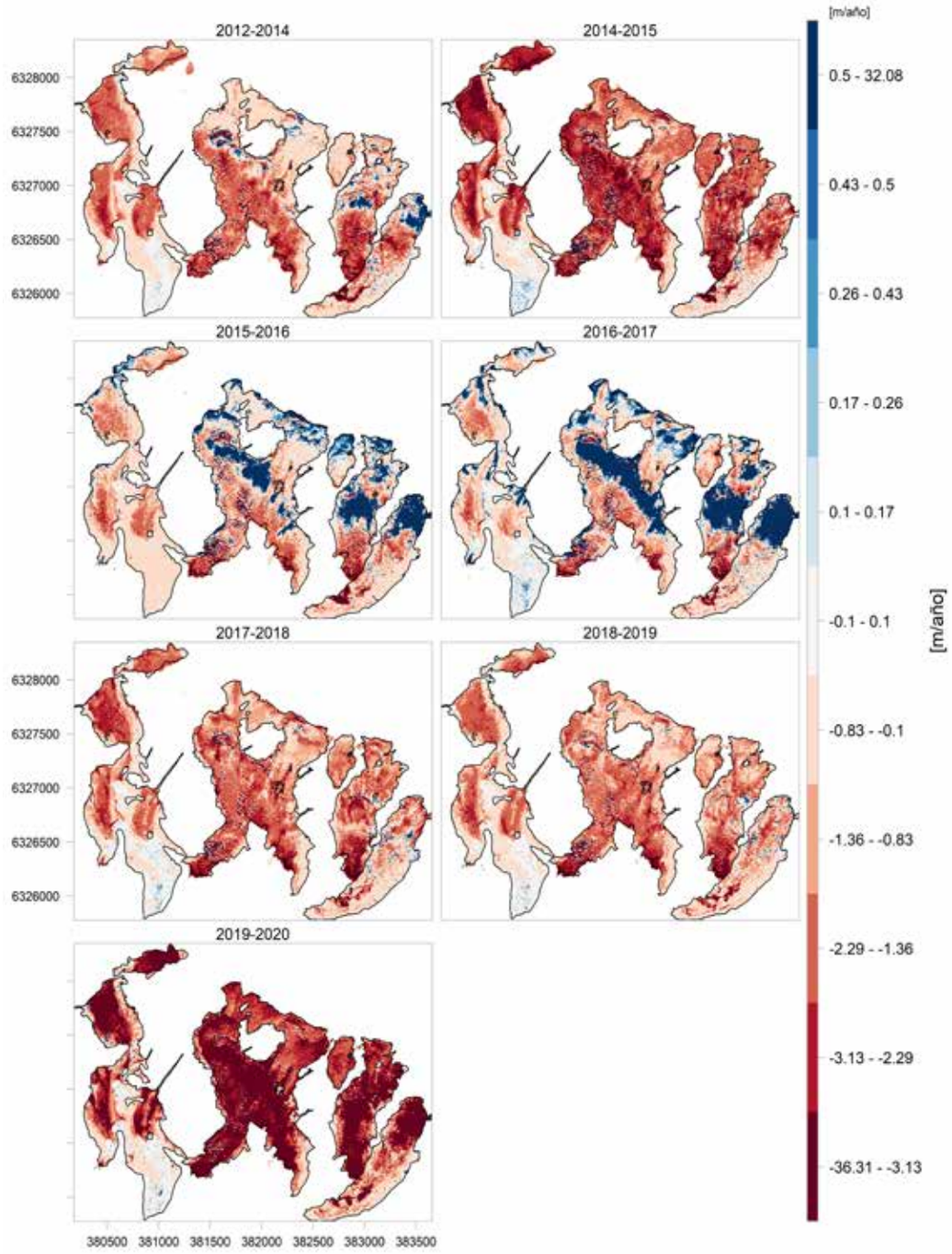


Figura 27. Comparación mapas ΔH/Δt de los glaciares descubiertos y cubiertos de Yerba Loca.

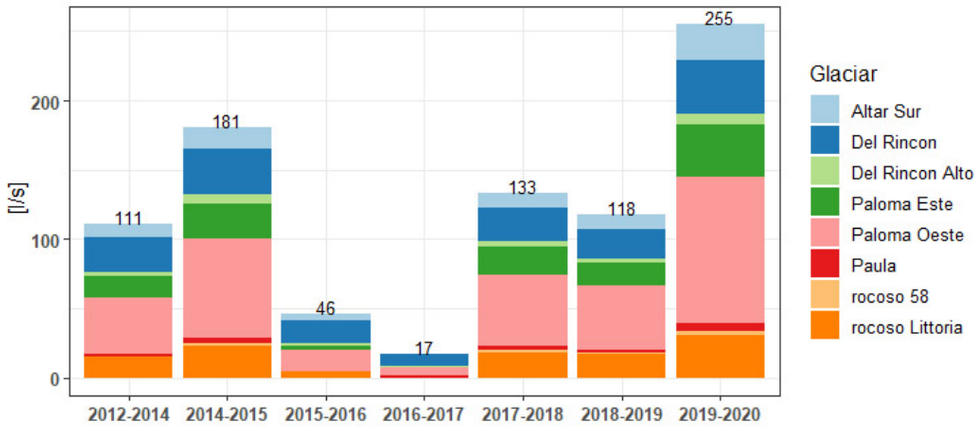


Figura 28. Caudal medio anual derivado del balance de masa geodésico.

4. DISCUSIÓN

4.1. Inventario y variaciones recientes

El inventario de glaciares de la subcuenca río Mapocho Alto da cuenta de una marcada predominancia de los glaciares rocosos. Esta se observa tanto a nivel subsubcuenca, en el caso del río San Francisco, y en menores escalas hidrográficas como es el caso de la microcuenca del estero Yerba Loca. No obstante, en la cabecera del estero predominan de forma local los glaciares descubiertos y cubiertos, tanto en número como en superficie, de la mano de una clara orientación sur y una mayor elevación.

El mapeo de detalle de los glaciares en este sector permite dar cuenta del seccionamiento de los glaciares descubiertos Paloma Este y Oeste en una serie de cuerpos de menor tamaño (Figura 9), lo que va de la mano con una mayor presencia de afloramientos rocosos a lo largo de su extensión. Estos incrementarán su tamaño en la medida que la posición del frente de los glaciares disminuya junto con la reducción de la superficie de los glaciares, como es el caso del glaciar Paloma Oeste (Figura 11). Otros procesos relacionados a las variaciones de los glaciares es la evolución de la cobertura superficial. En el caso del glaciar Littoria, este pasó a encontrarse completamente cubierto de detritos desde 1955 a la fecha, proceso que favoreció su transición a glaciar rocoso.

4.2. Estratigrafía, espesor y volumen

El proceso de estimación de espesor difiere en cierta forma en el caso de los glaciares blancos y glaciares rocosos. En los primeros, el contraste de los parámetros físicos entre el cuerpo glaciar y el lecho rocoso es suficientemente notorio como para que el GPR muestre buenos resultados y, en consecuencia, la fase de postproceso y corrección de datos sea sencilla. Sin embargo, en el caso de glaciares rocosos, la geofísica muestra ciertas limitaciones intrínsecas al método, ya que el contraste entre los materiales no es tan notorio y la heterogeneidad propia de estos cuerpos causa inexactitud en las mediciones. En estos glaciares, la corrección y postproceso de los datos suele tomar un tiempo relevante y requiere contrastar el resultado con otras variables, como, por ejemplo, la velocidad de movimiento.

En glaciares cubiertos, como el glaciar Altar Sur, la combinación de métodos de exploración prueba ser la mejor herramienta para caracterizar la estratigrafía y espesor del glaciar. La ejecución y testificación de sondajes junto con mediciones indirectas como GPR permite elaborar un modelo de espesor fidedigno del glaciar para luego ser ajustado secuencialmente en la medida que se dispongan de mapas de cambios de elevación provenientes del balance de masa geodésico.

4.3. Velocidades

En general las velocidades en los glaciares descubiertos son significativamente mayores que en los glaciares rocosos, lo que se debe a su mayor porcentaje de hielo. En la medida que un glaciar pierde masa, las velocidades de desplazamiento disminuyen, lo que se puede observar en la mayoría de los glaciares controlados en la cuenca alta del río Mapocho. El caso del glaciar rocoso Aguada Los Machos permite, por un lado, validar dos metodologías complementarias para la estimación de velocidades superficiales, al tiempo que permite estudiar la dinámica del glaciar rocoso. La Figura 20 muestra un notorio perfil de velocidad, con valores más elevados en el frente, sector donde se concentra la deformación previa al desplazamiento y avance de la crioforma activa.

4.4. Reducción de albedo

La reducción de albedo identificada en glaciares de Yerba Loca es una condición extendida a nivel regional. Shaw et al. (2021) realizaron un análisis de tendencias de albedo en glaciares de los Andes centrales de Chile (33-34°S). Señalan que el albedo glaciar al término del período estival está influenciado por la fracción de cobertura nival y por el volumen de nieve acumulado en el invierno precedente. Es de esperar que el albedo de los glaciares del área de estudio disminuya de forma significativa en la medida que los años de sequía persistan en la región.

4.5. Balance de masa geodésico y aporte hídrico glaciar

La cabecera de la cuenca del río Mapocho muestra un régimen hidrológico nival. El derretimiento de la nieve se produce en primavera y al inicio del verano, mientras que el derretimiento glaciar alcanza su máximo en la mitad del verano. A escala anual, el rol hídrico de los glaciares disminuye rápidamente aguas abajo, donde son más relevantes los aportes de otras fuentes como el derretimiento nival y afloramiento de aguas subterráneas. No obstante, la contribución porcentual de los glaciares aumenta significativamente al término del periodo estival, especialmente en períodos de sequía.

El balance de masa geodésico anual entrega una primera aproximación del volumen de agua proveniente del derretimiento del hielo glaciar. El mayor aporte hídrico por unidad de superficie viene dado por glaciares descubiertos, seguido de los glaciares cubiertos, mientras que los glaciares rocosos son los de menor producción hídrica. En glaciares descubiertos predomina la superficie de hielo con un bajo contenido de detritos. Si la cobertura detrítica que cubre una fracción de los glaciares cubiertos supera cierto umbral, esta aísla al hielo que lo subyace de las forzantes climáticas que favorecen el derretimiento. Por otro lado, el aporte hídrico de los glaciares rocosos depende en gran medida del contenido de hielo al interior del núcleo del glaciar y del espesor de la cobertura detrítica superficial.

4.6. Cambio climático

Existe evidencia que el escenario actual de cambio climático antropogénico ha acelerado el retroceso de los glaciares a nivel global (Braun et al., 2019; Dussaillant et al., 2019; Hugonnet et al., 2021; Zemp et al.,2015) y la cordillera de Chile central no es la excepción. Se ha identificado un retroceso significativo de la superficie de glaciares descubiertos (Rivera et al., 2002; Bown et al., 2008; Malmros et al., 2016) y una pérdida generalizada de masa en glaciares (Farias-Barahona, 2020; Farías-Barahona et al., 2019, 2020; Masiokas et al., 2016). Solo entre los años 2000 y 2018, se estima que dicha pérdida habría contribuido a un aumento en 0,03 mm del nivel del mar (Dussaillant et al., 2019).

Los glaciares de Chile central continuarán disminuyendo su masa (espesor, área y volumen) bajo condiciones atmosféricas más cálidas (Ragettli et al., 2016; Ayala et al., 2020). En particular, los glaciares descubiertos seguirán experimentando una reducción progresiva de superficie, principalmente por el retroceso del frente. Se proyecta el particionamiento en cuerpos de menor tamaño. Glaciares cubiertos y rocosos lo harán a menor tasa que los glaciares descubiertos y aumentará tanto la extensión como el espesor de la capa de detritos.

La contribución hídrica de los glaciares aumenta sostenidamente en un escenario actual de cambio climático hasta alcanzar un valor umbral. Posteriormente experimentan una reducción debido a la disminución de superficie y volumen (Collins, 2008). Los glaciares más pequeños sufren una reducción más rápida de sus aportes, mientras que los glaciares de mayor superficie aportan más agua por un periodo más extenso antes de comenzar a disminuir sus caudales.

Se espera que los glaciares ajusten la altura de su línea de equilibrio de acuerdo a las nuevas condiciones climatológicas, restringiéndose a cotas más altas. En algunos casos, se perderá el efecto de regulación estacional y multianual asociado a los glaciares una vez que estos se extingan.

Existe una probabilidad de aumento de peligro por inestabilidad debido al cambio de régimen térmico del glaciar. Los glaciares de Yerba Loca son politérmicos con una base de hielo frío que se encuentra adherida al basamento rocoso sobre los 4.400 m s.n.m. La estabilidad mecánica del glaciar podría verse reducida al temperarse la base de la fracción de hielo frío, volviendo los glaciares más propensos a desencadenar fenómenos de remoción en masa como avalanchas de hielo (Pralong y Funk, 2006; Shugar et al., 2021) y colapsos, o deslizamientos catastróficos, de glaciares (Haeberli y Whiteman, 2014; Kääb et al., 2020).

5. CONCLUSIÓN

Las medidas de adaptación de cambio climático en Chile central deben enfocarse en solucionar la reducción de la disponibilidad de agua en el futuro. Cabe destacar que la principal fuente de agua de la cuenca del Mapocho Alto corresponde al derretimiento de nieve, la cual ha sufrido una dramática reducción durante la mega sequía 2010-2021. El aporte hídrico glaciar es máximo en la mitad del verano y porcentualmente mayor al término del período estival.

De acuerdo al escenario de cambio climático actual, los glaciares muestran una sostenida reducción de masa, confirmándose una mayor intensidad en la fracción de hielo descubierto. El balance de masa negativo identificado en el período 2012-2020 se explica por el incremento de temperatura, déficit de precipitaciones y disminución de albedo superficial.

Existe incertidumbre en establecer si el umbral de aporte hídrico ocurrió en el pasado o si ocurrirá en el futuro. Existe una alta probabilidad de que el año hidrológico 2019-2020, el más seco en los últimos 50 años, se aproxime a la contribución hídrica máxima. Por tanto, se recomienda continuar con el monitoreo del balance de masa de los glaciares con el objeto de verificar si en el futuro se presenta un año hidrológico aún más desfavorable.

Los resultados presentados muestran un conjunto de cambios importantes en la geometría, espesor, volumen, albedo superficial, balance de masa y aporte hídrico de los glaciares. Esta situación se encuentra generalizada a nivel global y responde al cambio climático que posee una indiscutible y sustancial componente antrópica. El sostenido incremento de temperatura y reducción de precipitaciones evidenciados en la última década ha dejado en evidencia la vulnerabilidad de los glaciares de montaña, especialmente en zonas semiáridas como es el caso de los Andes centrales y, en particular, la subcuenca río Mapocho Alto.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a CAPES por la invitación a contribuir en el libro. También agradecen a Anglo American por el constante interés en el entendimiento de los glaciares de Chile central.

REFERENCIAS

Ayala, Á., Farías-barahona, D., Huss, M., Pellicciotti, F., y Mcphee, J. (2020). *Glacier runoff variations since 1955 in the Maipo River basin, in the semiarid Andes of central Chile*. 2005–2027.

Barcaza, G., Nussbaumer, S. U., Tapia, G., Valdés, J., García, J. L., Videla, Y., Albornoz, A y Arias, V. (2017). Glacier inventory and recent glacier variations in the Andes of Chile, South America. *Annals of Glaciology*, 58(75), 166–180. https://doi.org/10.1017/aog.2017.28

Berthier, E., Arnaud, Y., Kumar, R., Ahmad, S., Wagnon, P., y Chevallier, P. (2007). Remote sensing estimates of glacier mass balances in the Himachal Pradesh (Western Himalaya, India). *Remote Sensing of Environment*, *108*(3), 327–338. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.017

Bown, F., Rivera, A., y Acuña, C. (2008). Recent glacier variations at the Aconcagua basin, central Chilean Andes. *Annals of Glaciology*, *48*(1), 43–48. https://doi.org/10.3189/172756408784700572

Braun, A. M. H., Malz, P., Sommer, C., y Barahona, D. F. (2019). *Constraining glacier elevation and mass changes in South America. Region 03*, 7–9. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0375-7

Collins, D. N. (2008). Climatic warming, glacier recession and runoff from Alpine basins after the Little Ice Age maximum. *Annals of Glaciology*, *48*, 119–124. https://doi.org/10.3189/172756408784700761

DGA (2019). Inventario Público de Glaciares. Información solicitada por Ley de Transparencia, 16 de febrero de 2019. Unidad de Glaciología y Nieves, Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas, Santiago, Chile.

Dussaillant, I., Berthier, E., Brun, F., Masiokas, M., Hugonnet, R., Favier, V., Rabatel, A., Pitte, P., y Ruiz, L. (2019). Two decades of glacier mass loss along the Andes. *Nature Geoscience*, *September*, 1–7. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0432-5

Farías-Barahona, D., Wilson, R., Bravo, C., Vivero, S., Caro, A., Shaw, T., Gino, C., Ayala, A., Mejías, A., Harrison, S., Glasser, N. F., McPhee, J., Wündrich,O., y Braun, M. (2020). A near 90-year record of the evolution of El Morado Glacier and its proglacial lake, Central Chilean Andes. *Journal of Glaciology*, *66*(259), 846-860. https://doi.org/10.1017/jog.2020.52

Farías-Barahona, D., Ayala, Á., Bravo, C., Vivero, S., Seehaus, T., Vijay, S., Schaefer, M., Buglio, F., Casassa, G., y Braun, M. H. (2020). 60 years of glacier elevation and mass changes in the Maipo River Basin, central Andes of Chile. *Remote Sensing*, *12*(10). https://doi.org/10.3390/rs12101658

Farías-Barahona, D., Vivero, S., Casassa, G., Schaefer, M., Burger, F., Seehaus, T., Iribarren-Anacona, P., Escobar, F., Braun, M., Farías-Barahona, D., Vivero, S., Casassa, G., Schaefer, M., Burger, F., Seehaus, T., Iribarren-Anacona, P., Escobar, F., y Braun, M. H. (2019). Geodetic Mass Balances and Area Changes of Echaurren Norte Glacier (Central Andes, Chile) between 1955 and 2015. *Remote Sensing*, *11*(3), 260. https://doi.org/10.3390/rs11030260

Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., y Veloso-Aguila, D. (2019). The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421–439. https://doi.org/10.1002/joc.6219

Haeberli, W., y Whiteman, C. (2014). Snow and Ice-Related Hazards, Risks, and Disasters. In *Snow and Ice-Related Hazards, Risks, and Disasters*. https://doi.org/10.1016/C2011-0-07024-2

Hugonnet, R., Mcnabb, R., Berthier, E., Menounos, B., Nuth, C., Girod, L., Farinotti, D., Huss, M., Dussaillant, I., Brun, F., y Kääb, A. (2021). Accelerated global glacier mass loss in the early twenty-first century. *Nature*, *592*(April). https://doi.org/10.1038/s41586-021-03436-z

Kääb, A., Jacquemart, M., Gilbert, A., Leinss, S., Girod, L., y Huggel, C. (2020). *Sudden large-volume detachments of low-angle mountain glaciers – more frequent than thought? The Cryosphere, 15(4), 1751-178.*

Liang, S., Shuey, C. J., Russ, A. L., Fang, H., Chen, M., Walthall, C. L., Daughtry, C. S. T., y Hunt, R. (2000). Narrowband to broadband conversions of land surface albedo: I. Algorithms. *Remote Sensing of Environment*, *84*(1), 25–41. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00068-8

Malmros, J. K., Mernild, S. H., Wilson, R., Yde, J. C., y Fensholt, R. (2016). Glacier area changes in the central Chilean and Argentinean Andes 1955-2013/14. *Journal of Glaciology*, *62*(232), 391–401. https://doi.org/10.1017/jog.2016.43

Malz, P., Meier, W., Casassa, G., Jaña, R., Skvarca, P., y Braun, M. (2018). Elevation and Mass Changes of the Southern Patagonia Icefield Derived from TanDEM-X and SRTM Data. *Remote Sensing*, *10*(2), 188. https://doi.org/10.3390/rs10020188

Masiokas, M. H., Christie, D. A., Le Quesne, C., Pitte, P., Ruiz, L., Villalba, R., Luckman, B. H., Berthier, E., Nussbaumer, S. U., González-Reyes, Á., McPhee, J., y Barcaza, G. (2016). Reconstructing the annual mass balance of the Echaurren Norte glacier (Central Andes, 33.5° S) using local and regional hydroclimatic data. *Cryosphere*, *10*(2), 927–940. https://doi.org/10.5194/tc-10-927-2016

Pralong, A., y Funk, M. (2006). On the instability of avalanching glaciers. Journal of Glaciology, 52(176), 31–48. https://doi.org/10.3189/172756506781828980

Ragettli, S., Immerzeel, W. W., y Pellicciotti, F. (2016). Contrasting climate change impact on river flows from high-altitude catchments in the Himalayan and Andes Mountains. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *113*(33), 9222-9227. https://doi.org/10.1073/pnas.1606526113

Rivera, A., Acuna, C., Casassa, G., y Bown, F. (2002). Use of remotely sensed and field data to estimate the contribution of Chilean glaciers to eustatic sea-level rise. *Annals of Glaciology*, *34*, 367–372. https://doi.org/10.3189/172756402781817734

Shaw, T. E., Ulloa, G., Farías-Barahona, D., Fernandez, R., Lattus, J. M., y McPhee, J. (2021). Glacier albedo reduction and drought effects in the extratropical Andes, 1986-2020. *Journal of Glaciology*, 67(261), 158–169. https://doi.org/10.1017/jog.2020.102

Shugar, D. H., Jacquemart, M., Shean, D., Bhushan, S., Upadhyay, K., Sattar, A., Schwanghart, W., McBride, S., de Vries, M. V. W., Mergili, M., Emmer, A., Deschamps-Berger, C., McDonnell, M., Bhambri, R., Allen, S., Berthier, E., Carrivick, J. L., Clague, J. J., Dokukin, M., … Westoby, M. J. (2021). A massive rock and ice avalanche caused the 2021 disaster at Chamoli, Indian Himalaya. *Science*, *306*(July), eabh4455. https://doi.org/10.1126/science.abh4455

Teillet, P. M., Guindon, B., y Goodenough, D. G. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, *8*(2), 84–106. https://doi.org/10.1080/07038992.1982.10855028

Wang, Z., Erb, A. M., Schaaf, C. B., Sun, Q., Liu, Y., Yang, Y., Shuai, Y., Casey, K. A., y Román, M. O. (2016). Early spring post-fire snow albedo dynamics in high latitude boreal forests using Landsat-8 OLI data. *Remote Sensing of Environment*, *185*, 71–83. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.059

Zemp, M., Frey, H., Gärtner-Roer, I., Nussbaumer, S. U., Hoelzle, M., Paul, F., Haeberli, W., Denzinger, F., Ahlstrøm, A. P., Anderson, B., Bajracharya, S., Baroni, C., Braun, L. N., Càceres, B. E., Casassa, G., Cobos, G., Dàvila, L. R., Delgado Granados, H., Demuth, M. N., … Vincent, C. (2015). Historically unprecedented global glacier decline in the early 21st century. *Journal of Glaciology*, *61*(228), 745–762. https://doi.org/10.3189/2015JoG15J017

GLOSARIO

Cauce supraglacial: cauce de agua originada por fusión de hielo, nieve o neviza y que fluye en la superficie de un glaciar.

Rampa protalus: depósitos de nieve, roca y/o hielo al pie de campos de nieve en laderas empinadas. Se suelen originar al ser sepultados por escombros rocosos, los que con su reptación empujan y comprimen el material en su base y en sus frentes.

Zona de ablación: zona del glaciar con balance de masa anual negativo, donde la pérdida de masa, por fenómenos de fusión y sublimación, supera la acumulación anual de nieve. Por lo general, se encuentra en las partes bajas del glaciar.

Zona de acumulación: zona donde el glaciar gana masa, balance de masa anual positivo, principalmente por la acumulación por precipitación nival y de avalanchas de nieve, y que logra subsistir al término de la temporada veraniega. Se suele encontrar en las partes altas del glaciar.

CAPÍTULO 3 / Sección 1

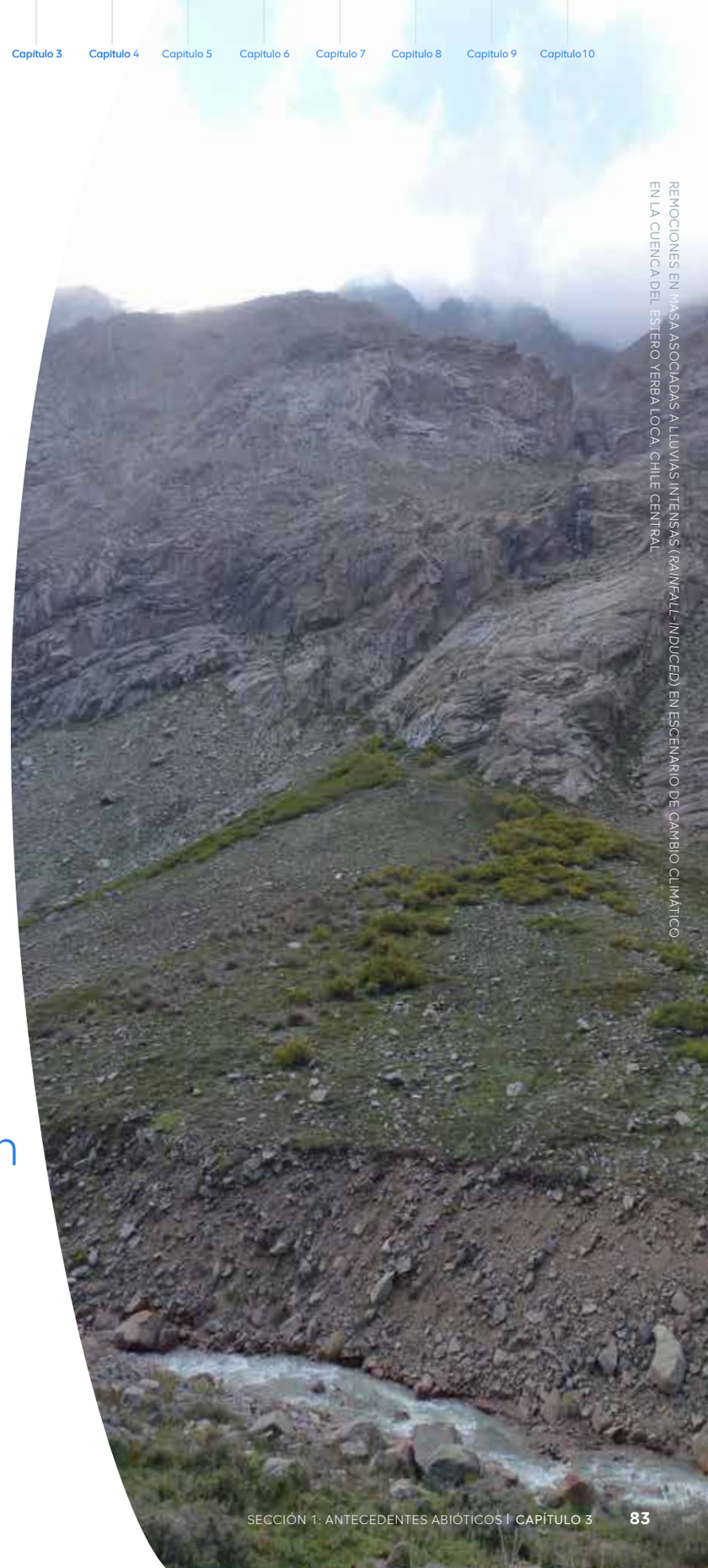
Remociones en masa asociadas a lluvias intensas (*rainfall-induced*) en escenarios de cambio climático en la cuenca del estero Yerba Loca, Chile central

Jorge Clavero[1,2], Bárbara Droguett[1], Nicolás Bambach[3], Waldo Pérez-Martínez[2], Igor Aguirre[4], Valentina Ramírez[1], Paulina Vidal-Páez[2], Idania Briceño-Urbaneja[2], Alejandro Tamayo[5]*

1. Amawta Geoconsultores Ltda. Almirante Pastene 185, Providencia, Santiago, Chile
2. Hemera, Centro de Observación de la Tierra, Escuela de Ingeniería Forestal, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor. Camino La Pirámide 5750, Huechuraba, Santiago, Chile.
3. Department of Land, Air and Water Resources, University of California-Davis. One Shields Avenue, Davis, California, EEUU.
4. Subterránea SpA. Avda. Larraín 6642 oficina 307, Edificio Amado Nervo, La Reina, Santiago, Chile.
5. Gerencia de Control de Proyectos Ambientales, Anglo American Chile. Isidora Goyenechea 2800, Las Condes, Santiago, Chile.
** jclavero@amawta.cl*

RESUMEN

La cuenca del estero Yerba Loca, localizada en la precordillera y cordillera de Chile central, ha sido afectada de forma recurrente en el pasado geológico y en tiempos recientes por fenómenos de remoción en masa gatillados por eventos hidrometeorológicos. La frecuencia e intensidad de este tipo de eventos han ido en aumento a nivel global en los últimos años como efecto del Cambio Climático. Se utilizó el Modelo CESM para simular el clima histórico y futuro en la zona de estudio para el escenario de emisiones RCP 8.5. Los resultados de este modelo indicaron un aumento sostenido de las temperaturas en el área de hasta 3,8 °C hacia finales de siglo, acompañados de una disminución global de las precipitaciones anuales. Sin embargo, se proyecta una alta variabilidad interanual de las precipitaciones, con años muy secos y otros muy lluviosos, en los cuales las precipitaciones estarán concentradas en eventos de muy corta duración. Se proyecta que la frecuencia de estos eventos aumentará notablemente en el futuro, con eventos de hasta 260 mm de lluvia en 24 horas, sin precedentes en el registro histórico. Esto conlleva, además, a que habrá más y más frecuentes eventos de precipitación intensa con altas temperaturas, incluso en los meses de otoño, invierno y primavera. Los resultados de modelaciones de flujos y crecidas de detritos en la zona asociados a lluvias intensas, indican que los máximos proyectados tendrán volúmenes, alturas y velocidades extremadamente altos en comparación con el registro geológico, aunque sus alcances longitudinales serán solo ligeramente mayores. La mayor frecuencia proyectada para la ocurrencia de estos fenómenos, así como los volúmenes y velocidades modelados, urgen la necesidad de mejorar la planificación territorial de zonas precordilleranas y cordilleranas para enfrentar las consecuencias de los cambios climáticos y sus efectos en la generación de fenómenos geológicos peligrosos.



1. INTRODUCCIÓN

Chile, como gran parte del mundo, ha experimentado en las últimas décadas y, en particular, en estos últimos 20 años notables cambios en sus patrones climáticos. Estos cambios, inducidos por el aumento en la concentración de gases de efecto invernadero de origen antropogénico en la atmósfera, han alterado en las últimas décadas la magnitud y frecuencia de eventos de precipitación extrema y sus consiguientes efectos en remociones en masa, disminuido la acumulación de nieve durante la temporada de invierno y aumentado la incidencia de sequías e incendios en las regiones de clima mediterráneo (p.e. Adam et al., 2009; Trenberth, 2011; Moritz et al., 2012), dentro de las cuales se encuentra la zona central de Chile. Lo anterior ha generado enormes efectos a nivel de ecosistemas y paisajes locales y regionales, provocando la migración climática de especies y el aumento de las tasas de desertificación, entre otros (p.e. Tramblay et al., 2020; Doblas-Reyes et al., 2021). Las actuales proyecciones climáticas para Chile y el mundo son aún más dramáticas que a principios del siglo XXI (p.e. Araya-Osses et al., 2020; Poveda et al., 2020; Doblas-Reyes et al., 2021). Si bien los modelos climáticos han avanzado notablemente y son cada vez más complejos y tienen mejor resolución espacial, estos aún son variados y tienen distintos grados de incertidumbre. Esto último se debe, entre muchos factores, al gran número de variables que afectan el clima global, así como por la aún desconocida respuesta del medioambiente a las medidas de mitigación que, local y regionalmente, se están tomando para intentar ralentizar el aparentemente ya inexorable avance de estos cambios. No obstante, nuevas técnicas de modelación climática, así como los modelos de clima con resolución variable (VR por sus siglas en inglés), ofrecen una serie de ventajas en relación con otras técnicas de modelación del clima. En este estudio se utilizó una modelación de resolución variable implementada en el Modelo del Sistema Terrestre de la Comunidad (CESM por sus siglas en inglés). Esta modelación, de aquí en adelante referida como VR-Andes, ha demostrado tener un buen desempeño al momento de representar el clima regional de latitudes medias y la ocurrencia futura de eventos extremos (Bambach et al., 2021). En este estudio se utilizó una modelación de períodos histórico (1985-2014), futuro cercano RCP 8.5 (2030-2059), y futuro lejano RCP 8.5 (2070-2099). En particular, el escenario de trayectorias de concentraciones representativas RCP 8.5 asume escasos a limitados esfuerzos para reducir las emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero), y representa una vía de emisiones y concentraciones relativamente altas (p.e. Moss et al., 2008). Sus principales supuestos incluyen alto crecimiento poblacional, relativamente bajo crecimiento del PIB con tasas modestas de cambios tecnológicos y de eficiencia energética.

La precordillera y la cordillera de Chile central han sido afectadas en las últimas décadas por numerosas remociones en masa hídricas, gatilladas por eventos cortos de precipitación extrema (p.e. Hauser, 2000; Bozkurt et al., 2016), eventos que resultan cada vez más recurrentes y con efectos más devastadores a lo largo de los Andes (p.e. MAP-GAC, 2007; Garreaud et al., 2017; Poveda et al., 2020; Parodi et al., 2021). Cambios climáticos recientes, asociados a los sistemas hidrológico y criótico locales en la cuenca del estero Yerba Loca también han gatillado deslizamientos en esta zona precordillerana (SERNAGEOMIN, 2019; Sepúlveda et al., 2020), y los efectos a escala más global en los Andes sugieren que el riesgo asociado a estos fenómenos irá creciendo en el futuro (Moreiras et al., 2021). Flujos y crecidas de detritos como el ocurrido en marzo de 1993 en la quebrada de Macul (Naranjo y Varela, 1996) así como varios ocurridos en el Cajón del río Maipo y sectores precordilleranos de las regiones de Valparaíso y Metropolitana de Santiago en los veranos de 2017 y 2021 han tenido devastadores efectos no solo en pérdida de vidas humanas, sino también en enormes daños en viviendas, infraestructura vial y disponibilidad de agua potable, entre otros (p.e. Garreaud y Viale, 2014; Garreaud et al., 2017, 2021). Para comprender los efectos que pueden tener futuros eventos de flujos y crecidas de detritos gatillados por intensas lluvias, es necesario primero conocer los tipos y extensiones de algunos eventos asociados a lluvias de diversa intensidad en cortos períodos de tiempo ocurridos en el pasado. Posteriormente, sobre la base del registro geológico, modelar diversos flujos y crecidas de detritos desencadenados por eventos extremos de precipitación de acuerdo con las proyecciones climáticas para Chile central, lo que permitirá determinar los volúmenes, extensiones y velocidades que estos flujos podrían alcanzar. En este capítulo presentamos los resultados de este tipo de análisis en el valle del estero Yerba Loca, como parte de la cuenca alta del río Mapocho en la precordillera de la Región Metropolitana de Santiago (Figura 1), el cual es parte de un estudio a escala regional orientado a cuantificar el peligro asociado a remociones en masa hídricas en escenarios de cambio climático en Chile central.

2. METODOLOGÍA

2.1. Modelo VR-Andes

El proyecto VR-Andes de modelación climática de alta resolución espacial ha sido desarrollado desde el año 2017 por el Lawrence Berkeley National Laboratory, el National Center for Atmospheric Research (NCAR), el Massachusetts Institute of Technology (MIT),

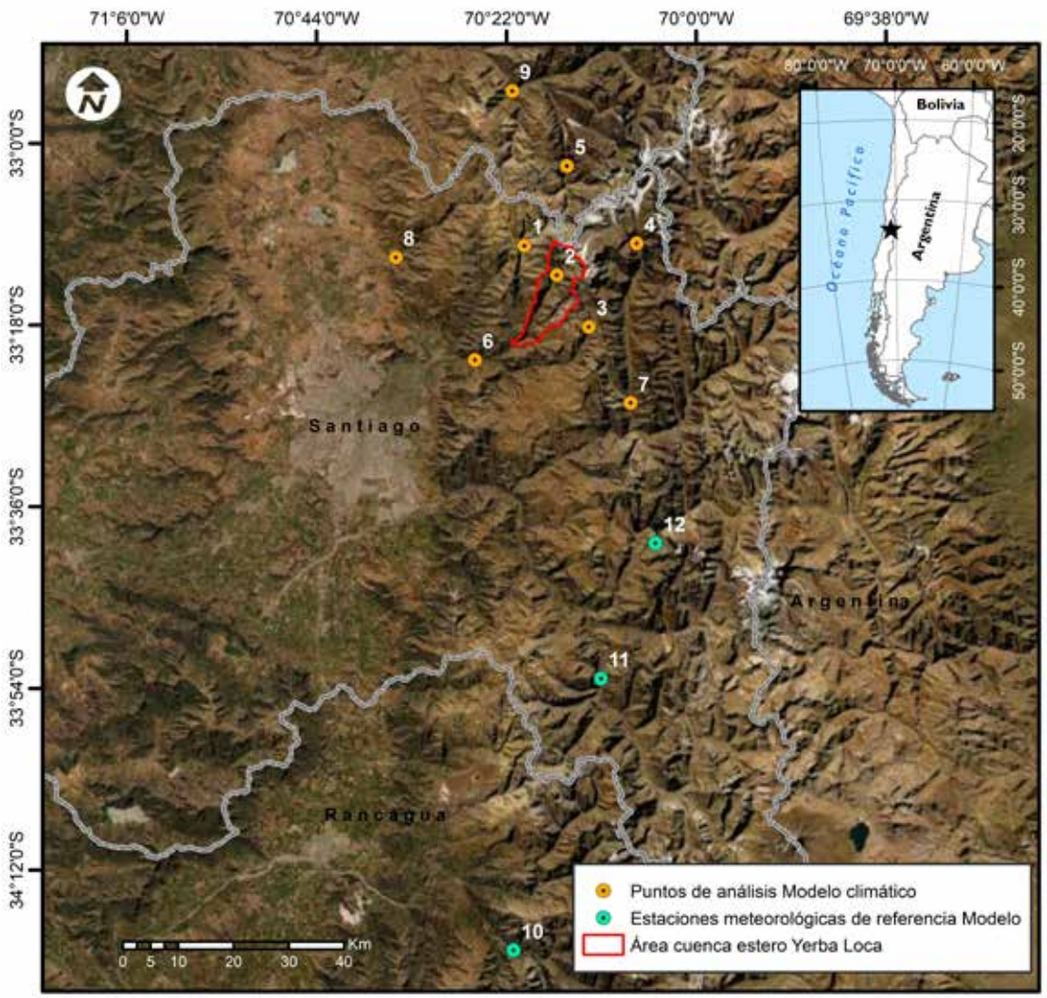


Figura 1. Ubicación del área de estudio en Chile central, de los puntos de análisis del modelo climático (naranjo) y estaciones meteorológicas de referencia cercanas utilizadas para su validación (verde).

y la Universidad de California Davis, todas instituciones científicas y académicas de EEUU. Dicho proyecto utiliza una metodología de modelos de clima de resolución variable e implementada en el Community Earth System Model (CESM) utilizando las últimas versiones del modelo atmosférico y de superficie desarrollados por NCAR. Esta técnica ha sido utilizada recientemente para modelar los impactos del cambio climático en regiones de topografía compleja como lo son la sierra Nevada, las Montañas Rocallosas y las Cascades en EEUU (p.e. Wu et al., 2017; Huang y Ullrich, 2017; Rhoades et al., 2018). La Cordillera de los Andes en la zona de Chile central presenta una alta variabilidad de alturas en cortas distancias, pasando desde el nivel del mar hasta montañas de más de 6.000 m de altura en menos de 200 km. Esta variabilidad de altura genera importantes complejidades topográficas y meteorológicas, por lo que el modelo (CESM) se implementó en su máxima resolución espacial (~14 km) en la región de los Andes Sudamericanos. El proyecto contempló una modelación del período histórico (1985-2014), futuro cercano RCP 8.5 (2030-2059) y futuro lejano hacia finales de siglo RCP 8.5 (2070-2099).

La Figura 2 muestra una comparación de los resultados del modelo VR-Andes en relación con los resultados de los productos de reanálisis CHIRPS, MERRA-2 y UDEL a lo largo de Chile diferenciado en cuatro macrozonas (Bambach et al., 2021). La macrozona centro norte (amarillo en la figura) incluye la zona de interés en el marco del presente estudio, donde es posible observar la magnitud del sesgo de precipitación y temperatura. En el caso de la precipitación el sesgo promedio para la zona es de aproximadamente un 45%. Dicho sesgo es resultado de diferencias significativas en las zonas de altura, especialmente al sur de la cuenca del río Maipo. En el caso de la temperatura, existe una diferencia considerable entre los dos productos de reanálisis. MERRA-2 presenta magnitudes medias de temperatura con características similares a la modelación VR-Andes, mientras que UDEL estima valores medios > 3 °C por debajo de los productos recién mencionados. Por lo anterior, para este estudio se realizó un análisis de sesgo de la modelación VR-Andes en relación con localidades cercanas al área donde se ubican estaciones meteorológicas (Figura 1). La comparación de productos grillados con respecto a los puntos de análisis permite comparar la magnitud y variabilidad de un modelo con los registros históricos del tiempo medio.

En este caso el análisis comparativo con estaciones meteorológicas se extendió a las zonas del valle para aumentar la robustez de los parámetros estadísticos utilizados en el proceso de corrección de sesgo. De acuerdo con los resultados obtenidos, se realizó una corrección de sesgo con objeto de proveer una serie de tiempo que se ajuste a la calibración y características de los modelos utilizados para evaluar los riesgos geológicos asociados a precipitaciones intensas. En promedio, la corrección de sesgo para la zona de estudio fue en torno a ~1,6 °C. Para la precipitación se identificó un sesgo moderado en altura, sin embargo, dada la escasez de registros de precipitación en altura se determinó no ajustar esta variable.

2.2. Análisis estadístico de la proyección climática

Para analizar las eventuales variaciones temporales de las temperaturas (mínima y máxima) y precipitaciones diarias, se efectuó un análisis estadístico mediante regresiones lineales y, además, se analizaron gráficos de dispersión para los tres períodos modelados (Histórico, Futuro cercano y Futuro lejano). Se efectuó, además, un análisis estadístico de la ocurrencia y frecuencia futura de eventos de precipitación extrema que consideren precipitaciones mayores a 20 mm en 24 horas. La información referida a la modelación del período histórico también se incluyó con el objetivo de compararlo con los escenarios futuros.

Los datos disponibles de modelación climática incorporan la siguiente información:

- **Datos Históricos:** Incluye datos diarios de precipitaciones y temperaturas mínimas y máximas modelados para el período comprendido entre el primero de enero de 1985 hasta el 31 de diciembre de 2014 (1985-2014, 30 años).
- **Datos Futuro 1** (FUT85_P1) o futuro cercano: Incluye datos diarios de precipitaciones y temperaturas mínimas y máximas modelados para el período comprendido entre el primero de enero del año 2030 hasta el 31 de diciembre de 2059 (2030-2059, 30 años).
- **Datos Futuro 2** (FUT85_P2) o futuro lejano: Incluye datos diarios de precipitaciones y temperaturas mínimas y máximas modelados para el período comprendido entre el primero de enero del año 2070 hasta el 30 de diciembre del año 2099 (2070-2099, 30 años).

2.3. Modelamiento flujos y crecidas de detritos

El modelamiento de remociones en masa hídricas (flujos y crecidas de detritos) se realizó mediante el Software RAMMS® (Rapid Mass Movements Simulation), módulo Debris Flow, desarrollado por el WSL Institute for Snow and Avalanche Research SLF de Suiza (Bartelt et al., 2013). Este programa genera una simulación numérica para calcular el movimiento geofísico de una remoción en masa desde su inicio hasta su posición final. Para modelar flujos y crecidas de detritos, el programa requiere la determinación de los siguientes parámetros: volumen del flujo, dirección del flujo, cohesión, densidad del flujo y los coeficientes de fricción en estado seco de tipo Coulomb (μ) y de turbulencia viscosa (ξ) (Bartelt et al., 2013).

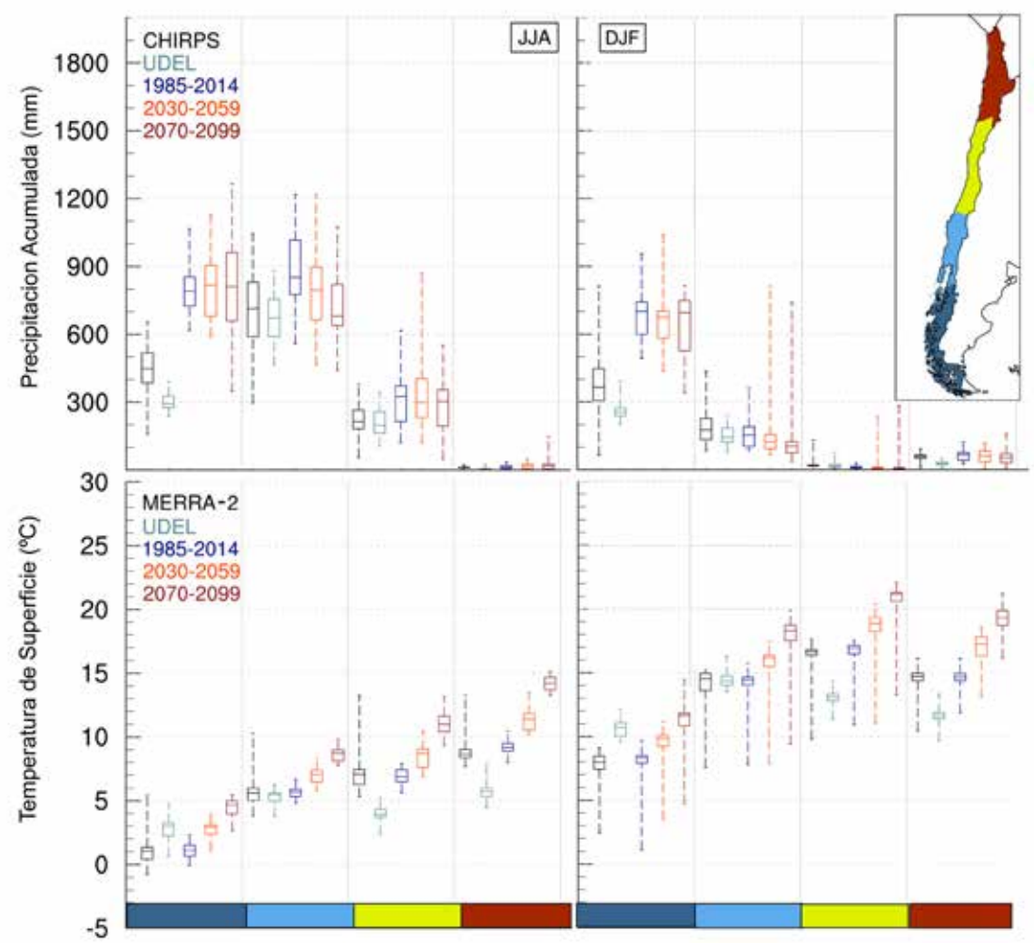


Figura 2. Diagramas de caja para la precipitación total y temperatura media de superficie para las cuatro macrozonas de Chile. Diagramas de caja en Invierno (JJA, Junio, Julio y Agosto por sus siglas en inglés) y Verano (DJF, Diciembre, Enero y Febrero por sus siglas en inglés) de VR-Andes, y los productos de reanálisis CHIRPS, MERRA-2 y UDEL. *Fuente: Bambach et al. (2021).*

Para modelar los flujos esperables en escenarios futuros de clima se consideraron los eventos máximos de precipitaciones proyectadas para la zona donde se localiza la cuenca de Yerba Loca. Como base para la determinación de los parámetros de los flujos se consideraron histogramas de tres puntos con un caudal inicial y final igual a cero y un caudal máximo calculado, a partir del volumen del flujo, según la fórmula de Rickenmann (1999). Con esto se realizaron modelos en los cuales el origen de los flujos ocurre de manera paulatina con un caudal que varía según cada histograma ingresado. Los volúmenes de los flujos se calcularon sobre la base de la precipitación máxima esperada de acuerdo con las proyecciones climáticas y las áreas de las microcuencas de captación, las que fueron determinadas en este sector por Clavero et al. (2019) y utilizadas también por Droguett et al. (en rev.). Como base para la determinación de los parámetros se utilizó la información recopilada en el inventario de remociones en masa del sector utilizado por Clavero et al. (2019) y actualizado por Droguett et al. (en rev.), en tanto que la posible concentración de partículas al momento del transporte, se estimó a partir de las estructuras y granulometría de esos mismos depósitos inventariados según la clasificación de comportamiento de O'Brien y Julien (1988). La definición de parámetros de cohesión, densidad del flujo y coeficientes de fricción en estado seco de tipo Coulomb (μ) y de turbulencia viscosa (ξ) se definieron y calibraron específicamente para los flujos de la zona de estudio considerando las características propias del sector, así como datos obtenidos de la literatura especializada (Bartelt et al., 2013). Esta calibración se realizó para dos grupos de flujos de detritos y para tres grupos de crecidas de detritos.

3. RESULTADOS

3.1. Proyecciones climáticas

Dada la complejidad de la topografía del territorio chileno, así como su larga extensión, el modelo VR-Andes caracterizó todo el territorio a la resolución más fina posible para este modelo, la que corresponde a una grilla de 14 x 14 km. De norte a sur, se caracterizaron climáticamente cuatro macrozonas con características relativamente similares (Figura 3 y Figura 4). Sin embargo, dada la complejidad fisiográfica del territorio, una significativa variabilidad en el gradiente longitudinal es esperable al interior de cada una de las cuatro zonas.

Los resultados de la modelación para el período histórico se compararon favorablemente con los productos de reanálisis para temperatura y precipitación; sin embargo, existen sesgos locales, especialmente en los datos de los meses de verano para las zonas de latitudes medias y altas. En los resultados de las simulaciones destacan patrones de calentamiento significativos (+ 3-6 °C hacia finales de siglo) y respuestas de precipitación heterogéneas en América del Sur, lo que concuerda con simulaciones continentales realizadas previamente en estos mismos sectores.

La Figura 3 muestra la tendencia de la temperatura a lo largo del territorio chileno para los dos períodos analizados, y su comparación con la tendencia histórica. Para la macrozona en que se ubica el área de estudio (amarillo en la Figura 3), se puede observar una consistente tendencia al incremento de la temperatura, tanto para los meses de verano como para los meses de invierno. Las tasas de aumento proyectadas son superiores al aumento ya ocurrido en el período histórico, especialmente para la proyección del período futuro cercano. Se observa, además, una alta variabilidad en la temperatura de superficie proyectada, especialmente para los meses invernales (Figura 3). En la Figura 4 se puede observar justamente este incremento en la temperatura máxima proyectada para los períodos analizados en todos los puntos del área de estudio (Figura 1).

La Figura 5 muestra, a su vez, la tendencia de las precipitaciones acumuladas anuales a lo largo de las mismas macrozonas para los períodos analizados y su comparación con la tendencia histórica. Para la macrozona central (amarillo en la Figura 5) se

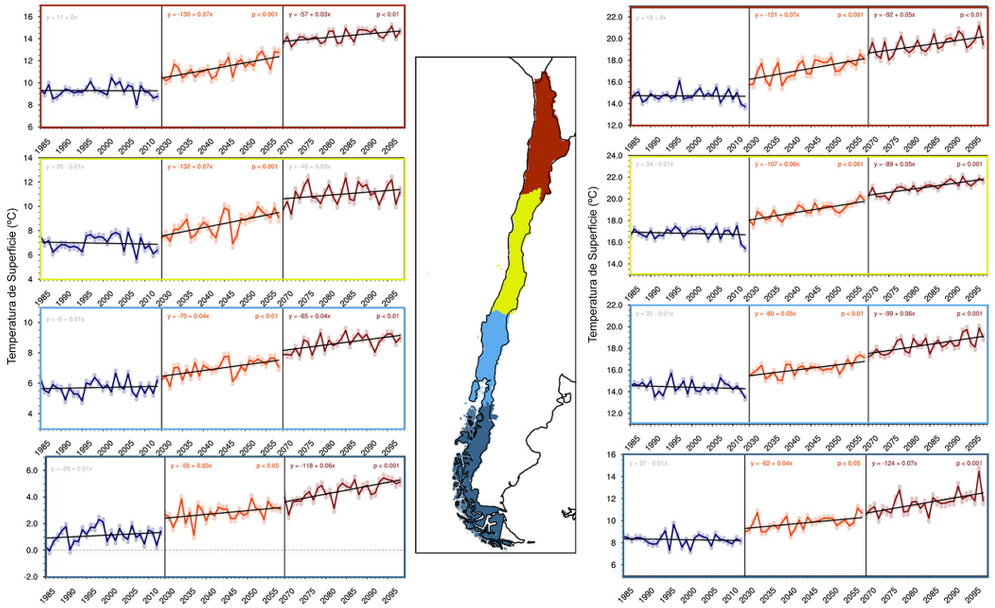


Figura 3. Resultados del modelo climático para la temperatura en las cuatro macrozonas de Chile. En amarillo la macrozona donde se encuentra el área de estudio (Fuente: Bambach et al., 2021). Los períodos analizados corresponden a Histórico (azul, izquierda); Futuro cercano (naranjo, centro) y Futuro lejano (rojo, derecha). Macrozonas: Norte (rojo), Central (amarillo), Sur (celeste), Austral (gris). Meses de invierno: gráficos a la izquierda del mapa. Meses de verano: gráficos a la derecha.

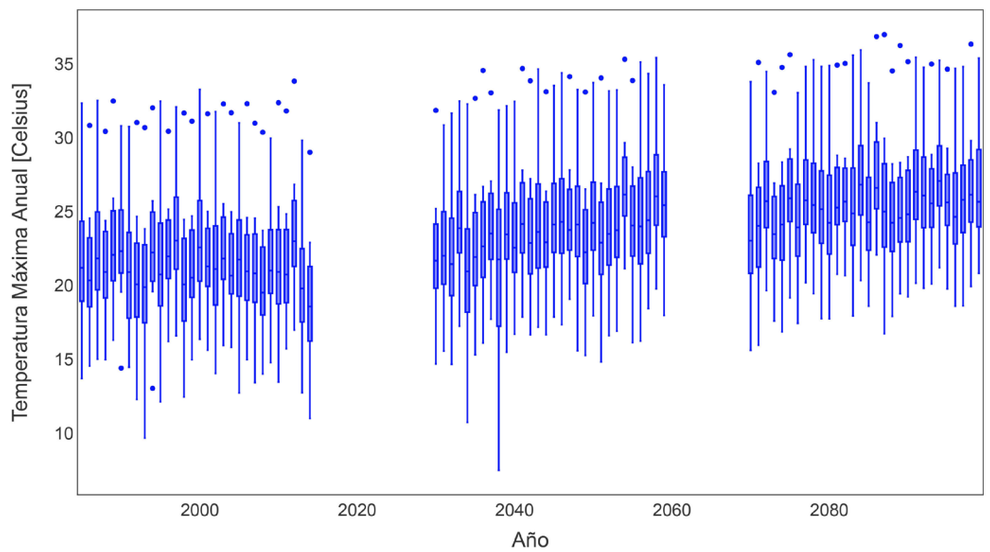


Figura 4. Diagrama de caja para la temperatura máxima anual (rango de variación) proyectada en el área de estudio.

puede observar una consistente disminución en las precipitaciones acumuladas en los meses de invierno para el período futuro cercano, similar a la tasa de disminución histórica, en tanto que para el período futuro lejano se proyecta para esta zona una estabilización de las precipitaciones acumuladas. Para los meses estivales, si bien el modelo tiende a mostrar una disminución, es muy pequeña y los datos de precipitación acumulada anual son muy similares a los que se dan en el período histórico. Sin embargo, al igual que para la temperatura, el modelo proyecta una muy alta variabilidad interanual para las precipitaciones acumuladas, especialmente para el período futuro cercano (Figura 5) en los meses invernales. En la Figura 6 se puede observar la proyección de la precipitación acumulada anual para todos los puntos del área (Figura 1) en los períodos analizados. En el futuro cercano, se estima un ligero aumento promedio de las precipitaciones anuales para la zona de estudio, mientras que hacia finales de siglo se observaría una disminución poco significativa de estas. Sin embargo, al igual que a nivel de macrozonas, se observa una muy alta variabilidad interanual, que incluye algunos años con precipitaciones totales anuales sin precedentes históricos (Figura 6). De manera más específica, en años lluviosos se estima una precipitación anual acumulada por sobre 4.000 mm por año en las partes más altas del área de estudio, mientras que las zonas más bajas y en los años más secos, la precipitación anual acumulada no sobrepasaría los 200 mm (Figura 6).

La Figura 7 muestra la relación entre la temperatura mínima proyectada para los días de máxima precipitación para cada uno de los tres períodos analizados. De esta figura se desprende principalmente que en los períodos futuros ocurrirán más eventos y mayor magnitud en la precipitación con temperaturas sobre 0 °C en la zona. Esto quiere decir que habrá más eventos de precipitación extrema en gran parte del área de estudio, donde caerá precipitación líquida y no sólida, o esta última será menor. Se observa que hacia finales de siglo ocurrirían los eventos de mayor

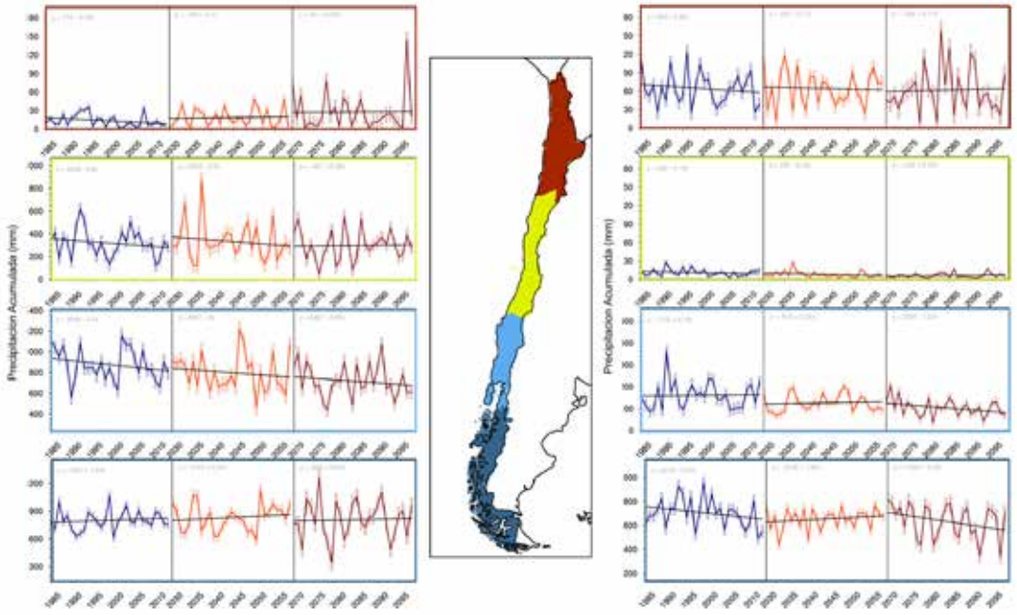


Figura 5. Resultados del modelo climático para la precipitación en las cuatro macrozonas de Chile. En amarillo la macrozona donde se encuentra el área de estudio. Períodos analizados: Histórico (azul, izquierda); Futuro cercano (naranjo, centro) y Futuro lejano (rojo, derecha). Macrozonas: Norte (rojo), Central (amarillo), Sur (celeste), Austral (gris). Meses de invierno: gráficos a la izquierda del mapa. Meses de verano: gráficos a la derecha.

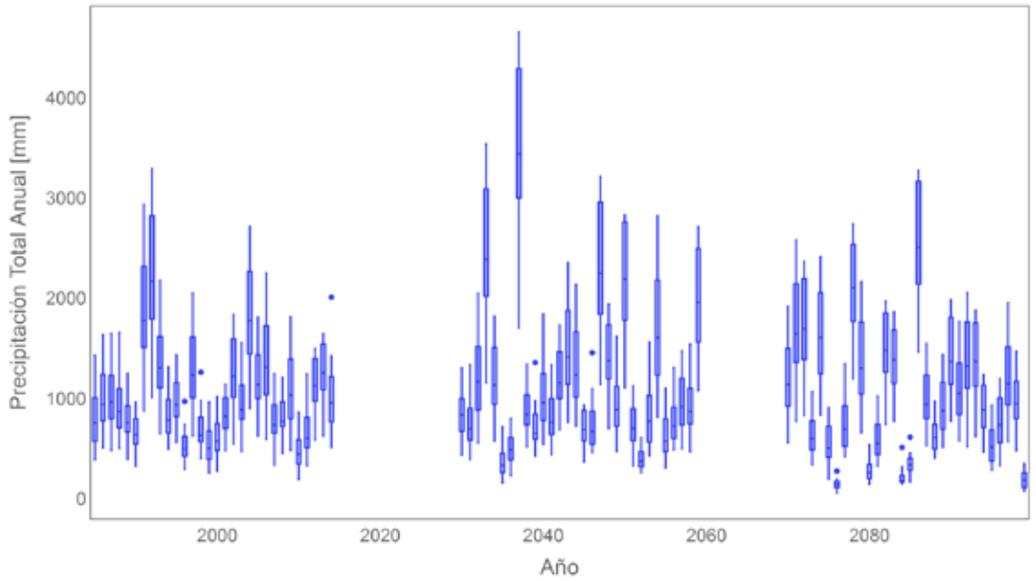


Figura 6. Diagrama de caja para la precipitación total anual (rangos de variación) proyectada en área de estudio.

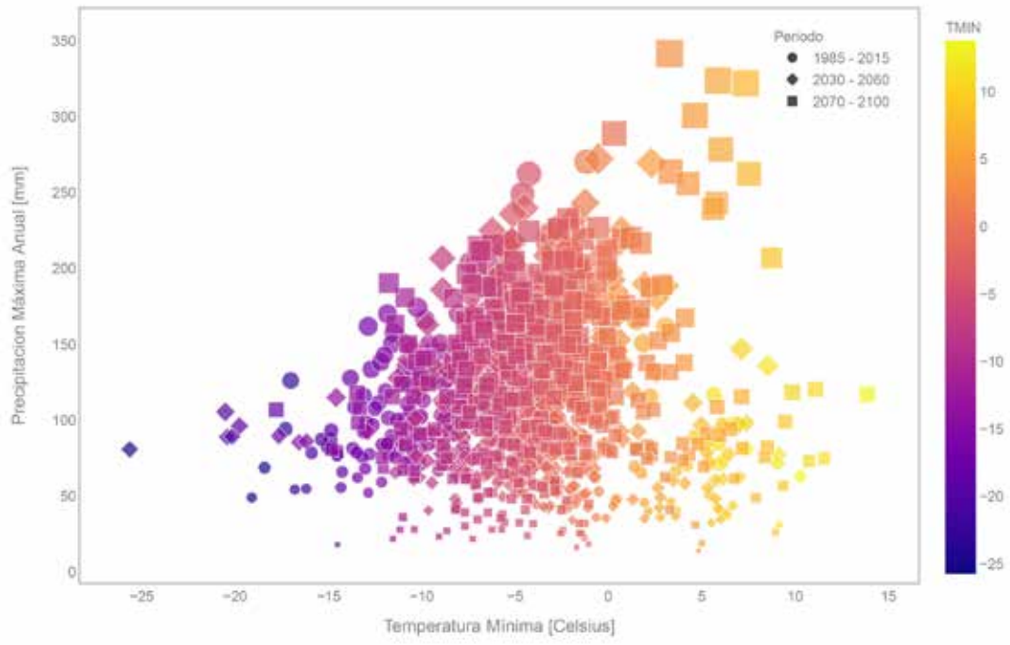


Figura 7. Relación de la temperatura mínima en el día de máxima precipitación para cada año del modelo (períodos Histórico, Futuro cercano y Futuro Lejano). Los símbolos indican el período de tiempo analizado, en tanto que el tamaño de los símbolos se relaciona con la magnitud de la precipitación y el color a la temperatura.

magnitud de precipitación y a mayor temperatura.

La Figura 8 muestra la misma relación para los puntos de análisis más cercanos al área de estudio (puntos 1 al 4 en la Figura 1). En dicha zona, se observa la misma tendencia anterior con un aumento en la magnitud de las precipitaciones durante días con temperaturas sobre 0 °C. En particular, para el punto 2 ubicado en la cabecera del estero Yerba Loca (Figura 1), se proyecta la ocurrencia en el período futuro cercano de eventos de más de 200 mm en 24 horas de precipitación esencialmente líquida.

3.2. Proyección de la frecuencia de eventos de precipitación extrema

Los resultados obtenidos a partir de las series de datos resultantes del modelo climático para los tres períodos de tiempo (Histórico, Futuro cercano y Futuro lejano) y localidades del área de estudio se presentan de acuerdo a los siguientes parámetros:

- Análisis del número de eventos por localidad y por rangos de precipitación máxima diaria
- Análisis de tendencia de las temperaturas máxima y mínima por localidad
- Análisis comparativo de las variaciones relativas entre períodos (Futuro 1, Futuro 2 e Histórico) a nivel mensual por localidad

La Tabla 1 resume la proyección del número de eventos extremos de precipitación en 24 horas en el área de estudio, para diferentes rangos a partir de 20 mm, para los tres períodos de tiempo analizados: Histórico, Futuro cercano (FUT 8.5 P1) y Futuro lejano (FUT 8.5 P2). Se muestra, además, el valor máximo de precipitación diaria para cada localidad del área de estudio (Figura 1) por cada período. De los datos incluidos en la Tabla 1 se desprende que para todos los períodos de tiempo el mayor número de eventos de precipitación extrema se proyectan para la Localidad 10 (E de la ciudad de Rancagua) y, por el contrario, el menor número de estos eventos se registrarían en la Localidad 4 (cabecera cuenca del río Olivares, al E del

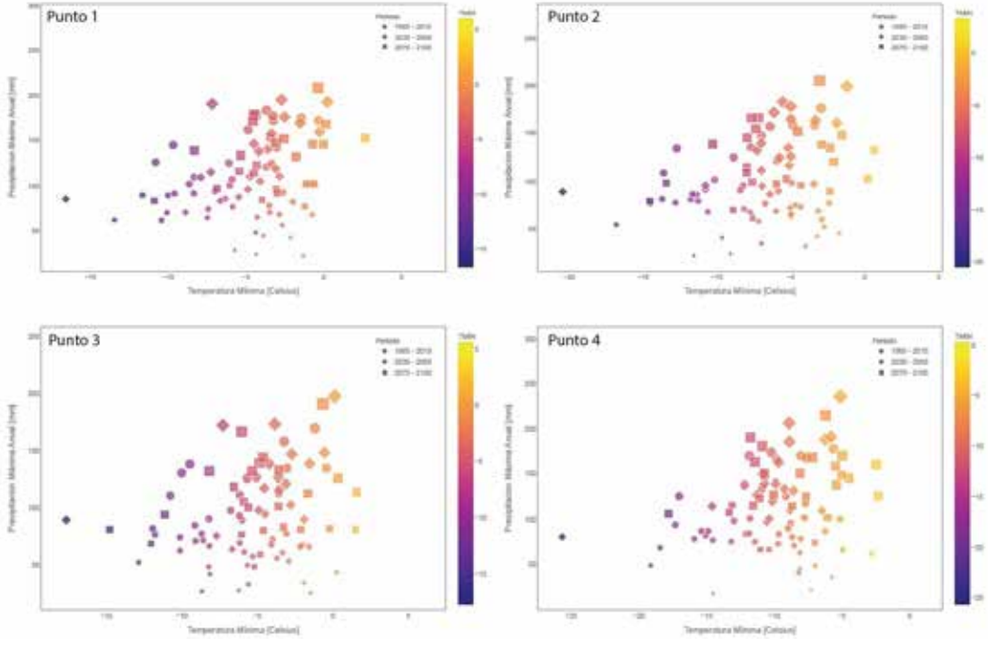


Figura 8. Relación de la temperatura mínima en el día de máxima precipitación para cada año en los puntos de análisis (1-4) cercanos al área de estudio. Los símbolos indican el período de tiempo analizado y el tamaño de los símbolos se relaciona con la magnitud de la precipitación y el color a la temperatura.

Tabla 1. Eventos de precipitación extrema (>20 mm/24 horas). Número de eventos de precipitación diaria con temperaturas máx. o min. > 0 °C menores a 20 mm, entre 20-40 mm, entre 40-60 mm, 60-120 mm y sobre 120 mm.

LOCALIDAD	No. DE EVENTOS PERÍODO HISTÓRICO					PP MAX
	<20	20-40	40-60	60-120	>120	HISTÓRICO
	mm	mm	mm	mm	mm	mm
LOC 1	716	128	53	44	11	183,3
LOC 2	523	46	16	15	4	176,2
LOC 3	855	115	48	27	6	169,7
LOC 4	231	13	1	1	0	178,2
LOC 5	476	37	15	24	8	222,8
LOC 6	1095	178	72	50	4	151,0
LOC 7	746	63	24	22	4	181,2
LOC 8	874	194	50	24	0	116,7
LOC 9	1057	151	65	53	12	182,7
LOC 10	1225	220	121	143	39	270,5
LOC 11	759	123	69	75	23	249,1
LOC 12	792	68	30	39	13	221,1
LOCALIDAD	No. DE EVENTOS PERÍODO FUTURO CERCANO					PP MAX
	<20	20-40	40-60	60-120	>120	FUT P1
	mm	mm	mm	mm	mm	mm
LOC 1	961	169	82	72	20	195,0
LOC 2	774	115	46	31	12	199,0
LOC 3	1094	150	64	42	15	197,8
LOC 4	349	49	15	11	3	236,1
LOC 5	726	108	50	47	18	226,7
LOC 6	1251	209	91	46	14	188,6
LOC 7	978	146	52	43	14	218,5
LOC 8	992	198	63	38	3	147,2
LOC 9	1265	183	82	72	20	192,5
LOC 10	1276	260	167	180	53	269,6
LOC 11	980	176	110	122	33	272,3
LOC 12	1036	133	77	74	23	243,5
LOCALIDAD	No. DE EVENTOS PERÍODO FUTURO LEJANO					PP MAX
	<20	20-40	40-60	60-120	>120	FUT P2
	mm	mm	mm	mm	mm	mm
LOC 1	977	173	70	104	26	278,4
LOC 2	901	132	54	53	14	263,9
LOC 3	1065	158	70	59	12	239,4
LOC 4	560	63	19	23	16	189,1
LOC 5	905	131	66	85	33	341,7
LOC 6	1048	181	79	61	14	207,1
LOC 7	1093	154	59	65	19	256,2
LOC 8	818	145	68	41	1	120,5
LOC 9	1151	156	81	81	21	262,4
LOC 10	1214	239	130	173	54	321,9
LOC 11	1069	178	110	123	46	324,0
LOC 12	1156	154	89	91	34	300,8

área de estudio). Sin embargo, en esta última localidad, el evento de máxima precipitación diaria no es el menor de todos los sectores analizados, siendo de 236 mm para el futuro cercano y de 289 mm para el futuro lejano. Los eventos más extremos de precipitación diaria proyectados corresponden a 272 mm en la Localidad 11 (Futuro cercano) y de 341 mm en la Localidad 5 (Futuro lejano). En las localidades analizadas más cercanas al área de la cuenca del estero Yerba Loca (Localidades 1 a 4 en Figura 1) los máximos eventos de precipitación proyectados corresponden a 236 mm para el período Futuro cercano y de 289 mm para el Futuro lejano, ambos en la Localidad 4 (cabecera cuenca del río Olivares), siendo en ambos muy superiores a los máximos eventos de precipitación diaria proyectados para el período histórico (183 mm). Cabe destacar que el número de eventos extremos por sobre 120 mm de precipitación diaria proyectados aumenta notablemente en todas las localidades (Tabla 1). En particular en la Localidad 2 ubicada en la cuenca del estero Yerba Loca (Figura 1) ocurre un aumento desde cuatro eventos en el período histórico a 12 y 14 eventos en los períodos Futuro cercano y Futuro lejano, respectivamente.

La Tabla 2 muestra un análisis comparativo del número de eventos de precipitación líquida (temperatura sobre 0 °C durante el evento de precipitación) entre los tres escenarios modelados. Para todas las localidades, el número de eventos de precipitación extrema (sobre 60 mm en 24 horas) aumenta notoriamente para los escenarios Futuro cercano y Futuro lejano. Este aumento en el número de eventos extremos de precipitación es especialmente fuerte hacia fines de siglo en comparación con la ocurrencia del mismo tipo de eventos en el período histórico. Para las localidades cercanas a la cuenca del estero Yerba Loca, en particular la Localidad 2 (Figura 1), los eventos de precipitación entre 40 y 60 mm pasan de 16 en el escenario histórico a 46 y 54 para los escenarios Futuro cercano y Futuro lejano (Tabla 1), con aumentos de 30 y 38 eventos respectivamente (Tabla 2). Para los eventos sobre 60 mm en 24 horas en la misma localidad hay un aumento de 24 y 48 en el número de estos eventos (Tabla 2), para los períodos Futuro cercano y Futuro lejano respectivamente, con respecto al número de eventos en el período histórico.

La Tabla 3 muestra un análisis comparativo entre los tres períodos analizados de la distribución mensual de los eventos de precipitación superiores a 20 mm en 24 horas para las cuatro localidades más cercanas a la cuenca del estero Yerba Loca. De los datos se desprende que, para el promedio de estas cuatro localidades en el escenario Futuro cercano, los eventos de precipitación intensos sobre 20 mm en 24 horas, aumentarán en todos los meses, salvo enero, febrero, mayo y octubre. En tanto para el escenario Futuro lejano, este aumento de eventos se concentrará en los meses de marzo, abril, agosto y septiembre, es decir en meses de otoño y primavera.

La Tabla 4 muestra el mismo análisis comparativo anterior, para los eventos de precipitación sobre 20 mm que se proyecta ocurrirán con temperaturas atmosféricas sobre 0 °C. En este caso, el aumento es aún más dramático, ya que se proyecta que, para el período Futuro cercano, este aumento de hasta 38% mensual, de las precipitaciones "cálidas" ocurrirá prácticamente en todos los meses del año, salvo en enero, febrero y mayo. En tanto que, para el escenario Futuro lejano, este aumento de hasta 28% mensual,

Tabla 2. Análisis comparativo del número de eventos con precipitación líquida (sobre 0 °C) para diversos rangos de precipitación en 24 horas. Comparación de la diferencia de los eventos de precipitación líquida con temperatura superior a 0 °C para precipitaciones en rangos menores a 20, 20-40, 40-60 y sobre 60 mm/día entre: i) escenarios Futuro 1–Histórico; ii) Futuro 2-Histórico; iii) Futuro 2-Futuro 1. En rojo valores negativos (disminución de eventos).

	DIF. EVENTOS ESC FUT 1 - HISTÓRICO				DIF. EVENTOS ESC FUT P2 - HISTÓRICO				DIF. EVENTOS ESC FUT P2 - FUT P1			
	< 20 mm	20-40 mm	40-60 mm	> 60 mm	< 20 mm	20-40 mm	40-60 mm	> 60 mm	< 20 mm	20-40 mm	40-60 mm	> 60 mm
LOC 1	245	41	29	37	261	45	17	75	16	4	-12	38
LOC 2	251	69	30	24	378	86	38	48	127	17	8	24
LOC 3	239	35	16	24	210	43	22	38	-29	8	6	14
LOC 4	118	36	14	13	329	50	18	38	211	14	4	25
LOC 5	250	71	35	33	429	94	51	86	179	23	16	53
LOC 6	156	31	19	6	-47	3	7	21	-203	-28	-12	15
LOC 7	232	83	28	31	347	91	35	58	115	8	7	27
LOC 8	118	4	13	17	-56	-49	18	18	-174	-53	5	1
LOC 9	208	32	17	27	94	5	16	37	-114	-27	-1	10
LOC 10	51	40	46	51	-11	19	9	45	-62	-21	-37	-6
LOC 11	221	53	41	57	310	55	41	71	89	2	0	14
LOC 12	244	65	47	45	364	86	59	73	120	21	12	28

Tabla 3. Análisis comparativo eventos de precipitación extrema (en 24 horas) desagregados por mes. Comparación mensual del número de eventos con precipitaciones mayores a 20 mm/día en las 4 localidades más cercanas a la cuenca del estero Yerba Loca. PH: Histórico, P1: Futuro cercano, P2: Futuro lejano. Azul: disminución respecto del período histórico; Rojo: aumento respecto del período histórico.

LOCALIDAD		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
LOC 1	P2-PH	-1	0	4	11	-11	8	-16	2	1	-10	-1	0
	P1-PH	-1	0	14	9	-23	30	8	3	13	2	0	1
LOC 2	P2-PH	0	0	4	9	-20	-1	-9	-6	3	-5	-1	-2
	P1-PH	1	0	12	11	-30	27	6	-3	16	3	3	-1
LOC 3	P2-PH	0	-1	4	6	-12	-11	-9	-5	6	-7	-1	0
	P1-PH	1	-1	10	2	-26	6	9	0	15	0	3	1
LOC 4	P2-PH	-3	-2	3	15	-13	-2	-13	11	9	-3	-4	-1
	P1-PH	-1	-1	16	14	-24	46	3	-3	19	-1	11	1
PROMEDIO P2-HIST		-1,83	-0,08	4,25	8,17	-13,25	-11,50	-15,83	2,17	5,75	-8,58	-2,25	-0,42
PROMEDIO P1-HIST		-1,25	-0,17	12,58	8,92	-18,67	26,83	10,42	0,33	17,75	-0,75	3,33	0,50

ocurrirá también prácticamente en todos los meses del año salvo en aquellos del verano (noviembre a febrero). Es decir, en ambos escenarios habrá más eventos de precipitaciones intensas en otoño, invierno y primavera con temperaturas atmosféricas más altas. Para el escenario Futuro cercano, esto también ocurrirá en los meses de noviembre y diciembre donde las temperaturas son también altas.

3.3. Modelamiento de flujos y crecidas de detritos en escenarios de Cambio Climático

Como se indicó en la sección 2 de este capítulo, para la modelación de flujos y crecidas de detritos en la cuenca del estero Yerba Loca se tomaron datos del inventario de remociones en masa del área (Clavero et al., 2019, actualizado por Droguett et al, en rev.; Figura 9). A partir de este inventario se seleccionaron algunos depósitos de crecida y de flujo de detritos representativos entre aquellos preservados en el registro geológico reciente en el área (Pleistoceno Superior-Holoceno), cuyas principales características se presentan en la Tabla 5. Para los depósitos seleccionados (dos de tipo flujo de detritos y tres de tipo crecida de detritos Tabla 6) se determinaron las áreas de captación de cada microcuenca para poder estimar los volúmenes equivalentes de agua, así como la magnitud de los eventos de precipitación asociados (Tabla 5). De los datos incluidos en la Tabla 5, se desprende que los flujos que originaron los depósitos seleccionados, y que son representativos de aquellos preservados en el registro geológico reciente, están asociados a eventos de precipitación de entre 50 y 180 mm, sobre la base de las microcuencas de captación asociadas a los depósitos identificados en el inventario de remociones en masa (Droguett et al., en rev.).

Con estos datos y los parámetros de modelación determinados específicamente para esta zona (Droguett et al., en rev.) se generó una serie de modelos de flujos y crecidas de detritos asociados a dos tipos de eventos de precipitación en el área en 24 horas: intensa (40 mm) y extrema (263 mm), que corresponden al evento más recurrente de precipitación intensa y al evento de máxima precipitación proyectados en los escenarios futuros para el sector del estero Yerba Loca (Figura 1), respectivamente. Es decir, los depósitos-tipo que sirven de base para la modelación fueron originados por eventos de precipitación de magnitud similar a aquella más frecuente de acuerdo a la proyección del modelo climático; en tanto que aquellos asociados a eventos de precipitación superiores (150-180 mm, Tabla 5) fueron originados por lluvias de menor magnitud a la más extrema proyectada para la zona de acuerdo con los resultados del modelo climático (ca. 260 mm). La Tabla 6 resume los resultados y características principales de los flujos y depósitos obtenidos a partir de la modelación de flujos y crecidas de detritos en la cuenca del estero Yerba Loca.

Tabla 4. Análisis comparativo de eventos de precipitación extrema (en 24 horas) sobre 0 °C desagregados por mes. Comparación mensual del número de eventos con precipitaciones mayores a 20 mm/día con temperatura sobre 0 °C en las 4 localidades más cercanas a la cuenca del estero Yerba Loca. PH: Histórico, P1: Futuro cercano, P2: Futuro lejano. Azul: disminución respecto del período histórico; Rojo: aumento respecto del período histórico.

LOCALIDAD		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
LOC 1	P2-PH	-1	0	4	12	4	34	41	37	14	1	-1	0
	P1-PH	-1	0	14	10	-8	44	23	4	9	11	0	1
LOC 2	P2-PH	0	0	4	12	22	51	44	26	20	7	1	-2
	P1-PH	1	0	12	13	6	42	18	7	12	10	3	-1
LOC 3	P2-PH	0	-1	4	7	2	24	39	24	18	1	0	0
	P1-PH	1	-1	10	3	-16	31	23	3	11	5	4	1
LOC 4	P2-PH	-2	-2	3	22	39	3	6	9	11	7	0	-1
	P1-PH	0	-1	15	16	13	6	2	2	0	3	7	0
PROMEDIO P2-HIST		-1,75	-0,08	4,25	9,92	10,25	28,92	26,50	26,50	18,17	2,08	-0,92	-0,42
PROMEDIO P1-HIST		-1,17	-0,17	12,50	10,00	-0,67	38,00	20,67	3,92	12,00	6,25	3,25	0,42

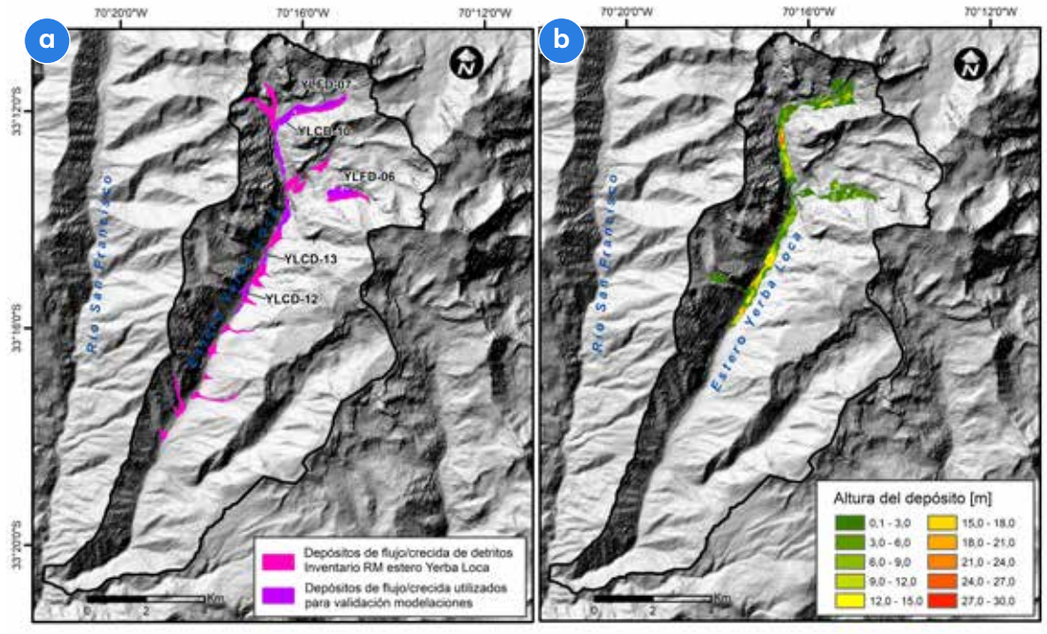


Figura 9. a) Inventario de flujos y crecidas de detritos en la cuenca del estero Yerba Loca (Droguett et al., en rev.); **b)** Resultados de la altura de los depósitos modelados de flujos y crecidas de detritos en el mismo sector (Droguett et al., en rev.).

Tabla 5. Características de depósitos de flujo y crecida de detritos seleccionados en la cuenca del estero Yerba Loca. Espesor, área cubierta y volúmenes del flujo y del depósito a partir del Inventario de remociones en masa (Droguett et al., en rev.).

Depósito	Ubicación		Espesor [m]	Distancia máxima recorrida [km]	Área [km²]	Volumen estimado depósito [m³]	Concentra-ción de detritos estimada	Volumen estimado del flujo [m³]	Precipitación estimada [mm]
	Este	Norte							
YLFD-06	383.188	6.322.938	>10	2,54	0,15	843.594	0,80	1.054.493	150-180
YLFD-07	382.492	6.325.900	<8	2,82	0,29	1.235.957	0,80	1.544.946	90-110
YLCD-12	379.912	6.319.529	4 a 6	3,3	0,05	83.148	0,45	184.772	50-60
YLCD-10	381.265	6.324.964	1	5,63	0,34	343.755	0,35	982.157	90-105
YLCD-13	380.781	6.321.083	1	4,38	0,41	408.330	0,35	1.166.657	50-60

Las Figuras 10 a 14 muestran los resultados para algunos flujos y crecidas de detritos que se podrían generar a partir de un evento de lluvias intensas como el de mayor precipitación proyectado en la zona por el modelo climático (263 mm) en el futuro.

La Figura 10 muestra el resultado de la modelación para un flujo de detritos de menor volumen y originado a partir de una quebrada secundaria lateral al valle principal del estero Yerba Loca. En este caso, se observa claramente la fuerte canalización del depósito en la parte de mayor pendiente y menor anchura de la quebrada, lo que genera que exista muy baja depositación de material detrítico en esta zona donde, además, el flujo adquiere su mayor velocidad.

La Figura 11 muestra el resultado de la modelación para un flujo de detritos característico en la zona de la cabecera de la cuenca del estero Yerba Loca. Aquí se observa que, si bien el flujo no alcanza grandes extensiones, gran parte del volumen de detritos se acomoda con un fuerte espesor del depósito, en particular hacia la parte final del depósito, en la zona de menor pendiente del recorrido. Por otra parte, se puede observar que las velocidades máximas llegan a ser del orden de 40 m/s en la cabecera y, posteriormente, en la parte canalizada central, disminuye a 15-20 m/s, que son velocidades características de este tipo de flujos en zonas de fuertes pendientes (p.e. Pierson et al., 1990; Rickenmann, 1999), aunque superiores a las recientemente medidas en flujos de detritos derivados de deslizamientos rocosos en los Alpes suizos (Walter et al., 2020).

Tabla 6. Parámetros de los resultados de la modelación de flujos y crecidas de detritos en la cuenca del estero Yerba Loca. Selección de resultados de la modelación de: volumen, velocidad, altura, distancia y área cubierta por flujos asociados a eventos de precipitación intensa máximo (263 mm en 24 h) y más recurrente (40 mm en 24 h) proyectados en escenario de Cambio Climático para la cuenca de Yerba Loca (FD: Flujo de Detritos; CD: Crecida de Detritos).

Precipitación en 24 horas: 40 [mm]								
Depósito tipo	Tipo de flujo	Modelo	Volumen	Velocidad máxima	Altura máxima flujo	Altura máxima depósito	Distancia máxima recorrida	Área cubierta
			[m³]	[m/s]	[m]	[m]	[km]	[km²]
YLFD-06	FD	AA_YLCCmod20	300.000	25,9285	15,4389	11,36	1,12	0,18
YLFD-07		AA_YLCCmod16	715.000	28,3089	14,3010	6,83	4,66	0,70
YLCD-12	CD	AA_YLCCmod18	190.000	15,7387	7,3960	3,03	3,85	0,23
YLCD-10	CD	AA_YLCCmod13	475.000	16,1263	11,2052	5,05	5,51	0,52
YLCD-13		AA_YLCCmod11	1.660.000	26,6058	36,3032	8,70	3,90	0,68
Precipitación en 24 horas: 263 [mm]								
Depósito tipo	Tipo de flujo	Modelo	Volumen	Velocidad máxima	Altura máxima flujo	Altura máxima depósito	Distancia máxima recorrida	Área cubierta
			[m³]	[m/s]	[m]	[m]	[km]	[km²]
YLFD-06	FD	AA_YLCCmod19	1.950.000	39,0259	49,5492	14,23	3,14	0,79
YLFD-07		AA_YLCCmod05	4.675.000	45,5159	51,6759	28,18	4,75	1,24
YLCD-12	CD	AA_YLCCmod08	1.225.000	31,4191	21,3027	16,40	4,16	0,38
YLCD-10	CD	AA_YLCCmod09	3.120.000	22,9572	24,3186	15,35	6,83	0,90
YLCD-13		AA_YLCCmod10	10.925.000	36,4236	71,4268	25,19	5,02	1,18

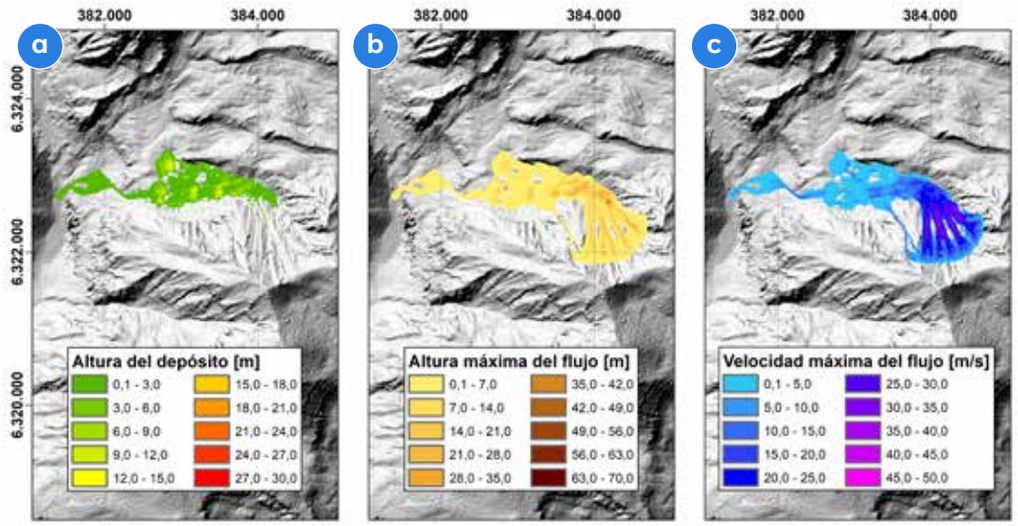


Figura 10. Modelo de flujo de detritos en la parte media y lateral de la cuenca del estero Yerba Loca. **a)** Altura del depósito modelado; **b)** Altura máxima del flujo durante su transporte; **c)** Velocidad máxima del flujo (Modelo AA_YLCCmod19 en Tabla 6).

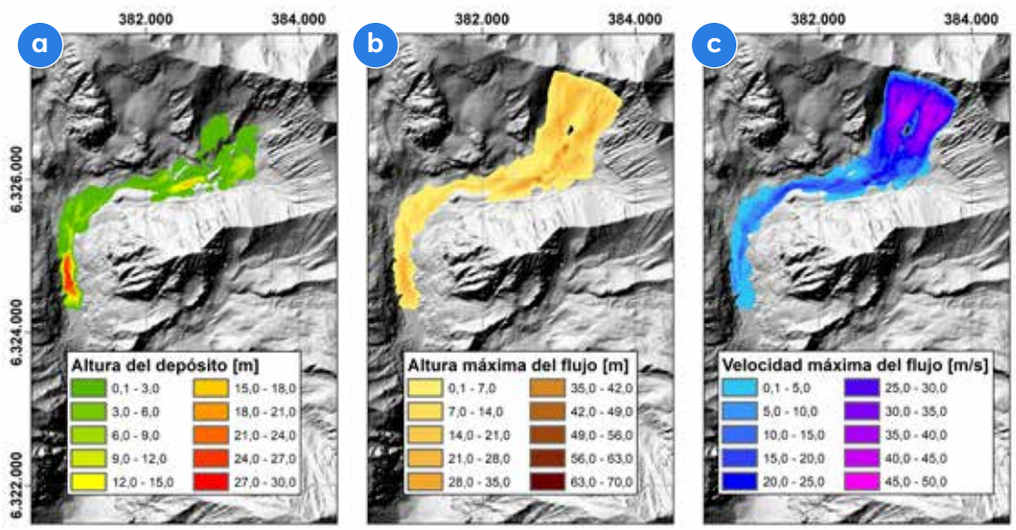


Figura 11. Modelo de flujo de detritos en la cabecera de la cuenca del estero Yerba Loca. **a)** Altura del depósito modelado; **b)** Altura máxima del flujo durante su transporte; **c)** Velocidad máxima del flujo (Modelo AA_YLCCmod05 en Tabla 6).

La Figura 12 muestra el resultado de la modelación de una crecida de detritos de pequeño volumen generada en diversos sectores de la cabecera de una quebrada secundaria lateral al valle principal. En este sector Droguett et al. (en rev.) han identificado una serie de depósitos de crecidas de detritos que demuestran una alta recurrencia de este tipo de fenómenos en tiempos geológicos recientes. Los resultados muestran

que, una vez terminada la parte inicial de alta pendiente, el flujo comienza a depositar material detrítico en casi todo el ancho del valle. Este tipo de depositación (en todo el ancho del valle) no ocurre en un sector donde existe un escalón topográfico con un escarpe de fuerte pendiente lo que origina una fuerte canalización del flujo, pero de muy corta distancia.

El resultado de la modelación de una crecida de detritos originada a partir de diversos puntos de acumulación hacia las cabeceras de la cuenca, indica que la depositación de material detrítico en este caso está fuertemente condicionada no solamente por la pendiente del cauce por el cual se transporta el flujo, sino también por la rugosidad y topografía del lecho del mismo (Figura 13). La existencia de depósitos morrénicos y glaciares de roca en el sector determinan los sectores donde puede existir mayor y menor acumulación de detritos, en especial en la cabecera, aumentando la depositación aguas abajo al presentar el lecho una morfología basal más suave y menos rugosa. En esta parte de la quebrada, tanto el flujo como el depósito resultante abarcan casi todo el ancho de la quebrada. Esto se debe principalmente a las características de este tipo de flujos, como una mayor dilución y menor concentración de partículas que los flujos de detritos (O'Brien y Julien, 1988), por lo que no sufren canalizaciones fuertes. Se puede observar también que las velocidades máximas del flujo se concentran en la parte alta de la cuenca y en el sector más canalizado, siendo de hasta 10-15 m/s y, por lo tanto, menores a aquellas asociadas a flujos de detritos en el mismo sector.

Los resultados de la modelación de una crecida de detritos generada en la parte alta de la quebrada principal de la cuenca muestran, de forma similar a los casos anteriores, la relación inversa entre velocidad y depositación de material detrítico, es decir, a mayor velocidad en la parte inicial y alta de la quebrada, la depositación es mínima, y al revés al avanzar hacia las facies distales, disminuye fuertemente la velocidad del flujo generando una mayor depositación y acumulación de material, llegando presentar fuertes espesores en la parte central (Figura 14). Al igual que para el caso anterior, se puede observar que tanto el flujo como el depósito resultante abarcan casi todo el ancho de la quebrada sin sufrir mayores canalizaciones.

Los resultados de algunos de los recorridos modelados para flujos y crecidas de detritos en la cuenca del estero Yerba Loca muestran que tanto el transporte como el recorrido de los flujos están fuertemente condicionados, como es de esperar, por la topografía y geomorfología local (Figura 15). Los principales factores que inciden son la pendiente, la presencia de

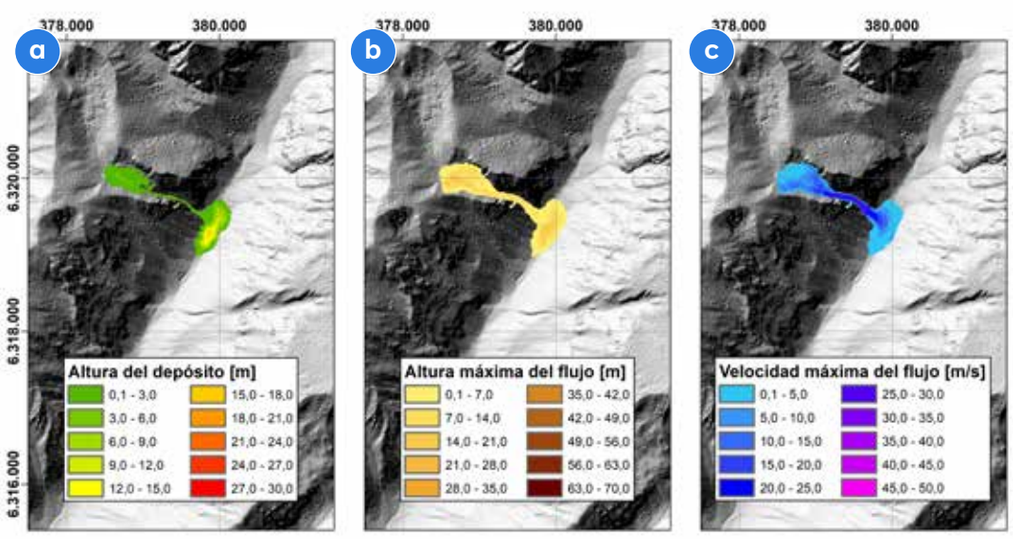


Figura 12. Modelo de crecida de detritos en la parte media y lateral de la cuenca del estero Yerba Loca. **a)** Altura del depósito modelado; **b)** Altura máxima del flujo durante su transporte; **c)** Velocidad máxima del flujo (Modelo AA_YLCCmod08 en Tabla 6).

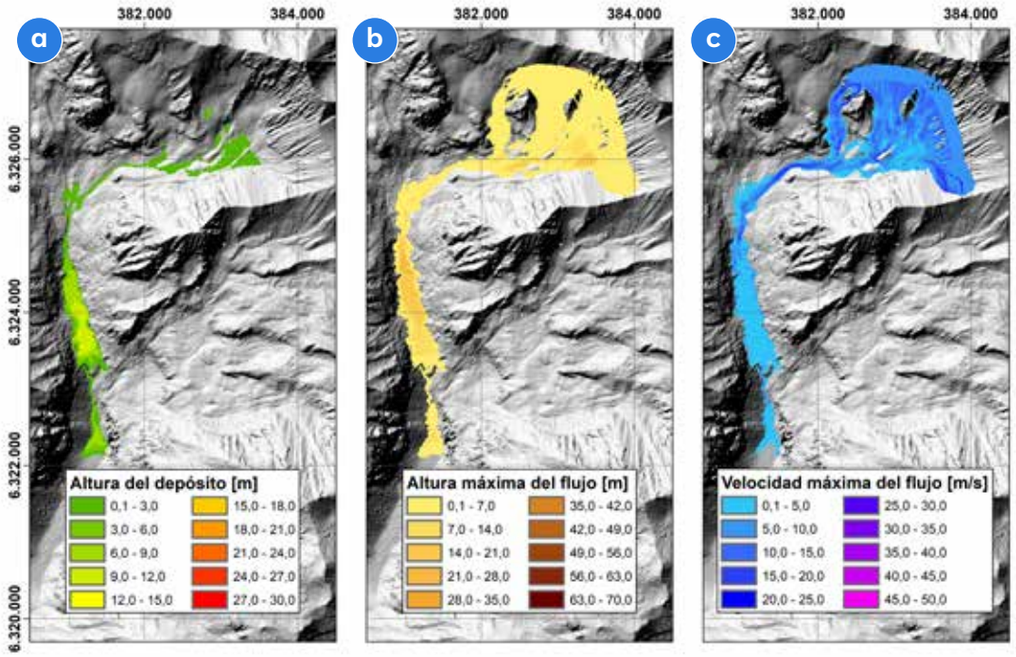


Figura 13. Modelo de crecida de detritos en la cabecera de la cuenca del estero Yerba Loca. **a)** Altura del depósito modelado; **b)** Altura máxima del flujo durante su transporte; **c)** Velocidad máxima del flujo (Modelo AA_YLCCmod09 en Tabla 6).

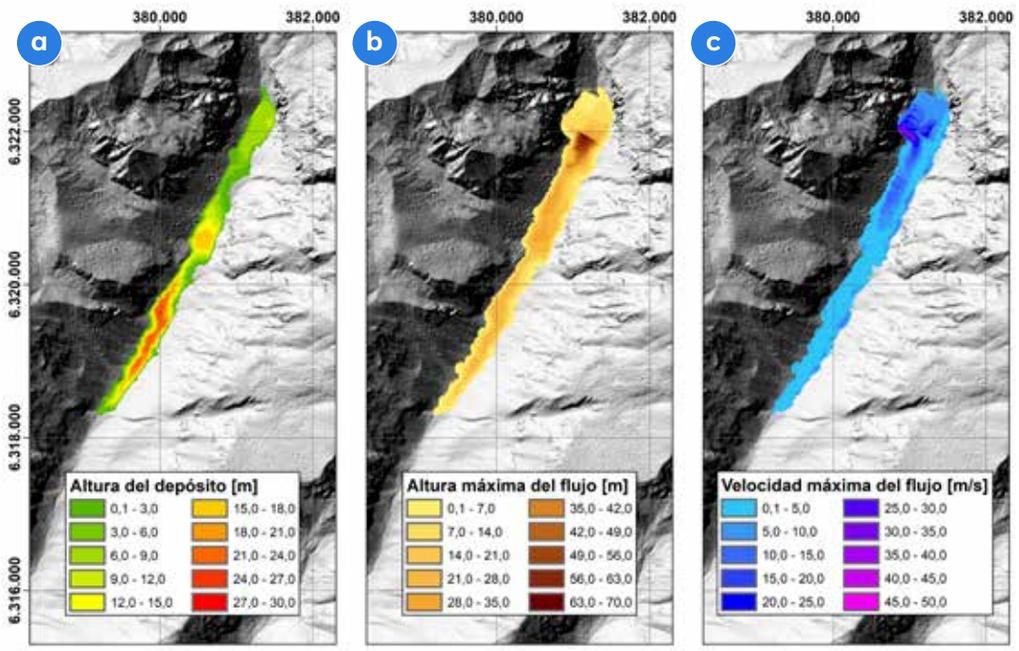


Figura 14. Modelo de crecida de detritos en la parte media y central de la cuenca del estero Yerba Loca. **a)** Altura del depósito modelado; **b)** Altura máxima del flujo durante su transporte; **c)** Velocidad máxima del flujo (Modelo AA_YLCCmod10 en Tabla 6).

llanos y quebradas, así como la rugosidad del lecho sobre el que se desplazan, tanto en la parte central de la cuenca como en las quebradas laterales que llegan a ella. Para los casos modelados a partir de la cabecera de la cuenca (Figura 15 a y c) se puede observar que el ancho del flujo, tanto para flujos como para crecidas de detritos, disminuye notablemente al aumentar el ángulo basal del lecho, en la cabecera misma de la quebrada como en los quiebres bruscos de pendiente. Asimismo, se observa que en los sectores con lechos más rugosos por la presencia de rocas y/o depósitos de morfología irregular (morrénicos y/o glaciares de roca, por ejemplo) el flujo se divide en varios brazos, los cuales en caso que la quebrada disminuya su ancho, vuelven a unirse en uno principal. Para los casos presentados de flujos modelados a partir de quebradas laterales al valle principal de la cuenca (Figura 15 b y d) se observa claramente un efecto topográfico como condicionante del transporte y recorrido de los flujos tanto para flujos como para crecidas de detritos. En ambos casos, en los sectores de fuerte pendiente, con o sin confinamiento, los flujos tienden a concentrarse en un solo recorrido principal. Esto cambia al momento de pasar por una topografía irregular o rugosa como el lecho rocoso de una pendiente o quebrada o recorrer un abanico aluvial, lugares donde el flujo de divide en diversos brazos. El recorrido de los flujos solo logra extenderse lateralmente al momento de llegar a sectores de baja y más regular pendiente.

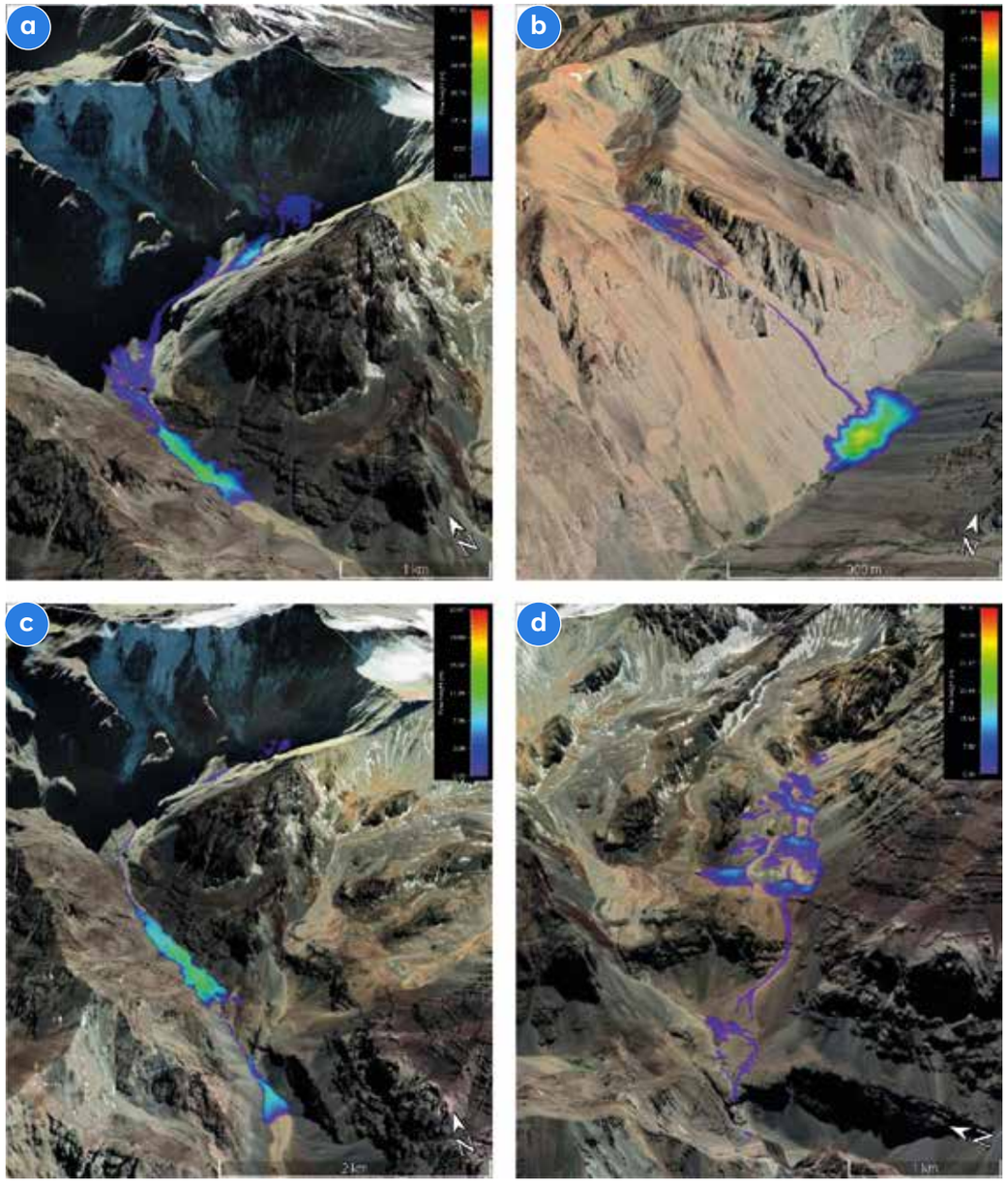


Figura 15. Recorrido de algunos flujos modelados en escenarios de Cambio Climático, cuenca estero Yerba Loca. Recorrido y efecto topográfico para algunos ejemplos de flujos y crecidas de detritos modelados con lluvias extremas en diversos sectores de la cuenca del estero Yerba Loca. **a)** Modelo AA_YLCCmod05 flujo de detritos en cabecera de la cuenca; **b)** Modelo AA_YLCCmod08 crecida de detritos en quebrada secundaria lateral O de la cuenca; **c)** Modelo AA_YLCCmod09 crecida de detritos en cabecera de la cuenca; **d)** Modelo AA_YLCCmod19 flujo de detritos en quebrada secundaria lateral ladera E parte media de la cuenca.

4. DISCUSIÓN

4.1. Tendencias climáticas en la zona

Los resultados del modelo climático presentado, muestran las mismas tendencias de la mayor parte de estos modelos a nivel internacional para esta región y también planteados por el IPCC (Doblas-Reyes et al., 2021). El modelo proyecta para la zona de estudio un aumento de la temperatura media en torno a 2 °C para el período de futuro cercano (2030–2059) y en torno a 3,8 °C hacia finales de siglo (2070–2099). En el caso de la precipitación, la proyección estima una moderada disminución a nivel promedio anual, pero muestra también una muy alta variabilidad interanual, incluso mayor que la registrada en tiempos históricos. Por lo tanto, el régimen de precipitaciones futuras en la zona estará caracterizado por la ocurrencia de años extremadamente secos con escasas a casi nulas precipitaciones, intercalados con años extremadamente lluviosos. No obstante a lo anterior, el número de eventos de precipitación en un año tiende a disminuir y, como consecuencia de ambos factores, en los años lluviosos los eventos de precipitación serían más intensos, es decir, se acumularán grandes volúmenes de agua precipitada en cortos períodos de tiempo. Sumado a lo anterior, se proyecta que los eventos de precipitación intensa tenderían a ocurrir durante días más cálidos y, por lo tanto, la mayor parte de estas precipitaciones lo haría en forma líquida en sectores donde hoy ocurren precipitaciones sólidas. Dichos eventos harían aumentar, a su vez, las áreas de captación hídrica y, por ende, el volumen de agua líquida disponible. Esta condición ciertamente tendrá impactos significativos en la hidrología de las cuencas precordilleranas y cordilleranas y, en particular, de aquellas con gran diferencia topográfica donde hoy los eventos de precipitación tienen porcentajes mezclados en términos de su relación líquida/sólida. Todo lo anterior, generará importantes volúmenes de agua líquida disponible para escorrentía en cortos períodos de tiempo en suelos que, dado su nivel de degradación, no podrán soportar con la infiltración. En consecuencia, la alta disponibilidad de material detrítico en estos valles precordilleranos se sumará a grandes volúmenes de agua líquida en superficie en cortos períodos de tiempo durante estos eventos, lo cual aumenta notablemente el peligro de generar flujos y crecidas de detritos en el sector.

4.2. Sistema hidrológico

Muchas cuencas hidrográficas chilenas son altamente susceptibles a inundaciones y sequías. Por otra parte, la infraestructura asociada a los recursos hídricos está muy afectada por eventos que generan acumulación de sedimentos en las cuencas (Saldías et al., 2016; Garreaud et al., 2017). La sedimentación extrema puede, incluso, crear una escasez generalizada del suministro de agua (Andreoli et al., 2012), a veces durante semanas. Por otra parte, un tercio de la población de Chile se encuentra en su ciudad capital, Santiago (ca. 7 millones de habitantes (INE, 2017)), que depende en gran medida del suministro de agua provisto por algunas cuencas de cabecera cordillerana, dentro de las cuales la más importante corresponde a la cuenca del río Maipo de la cual forma parte la cuenca del estero Yerba Loca. La intensificación de calentamiento en las zonas más altas de la cordillera y, en particular, en la zona de estudio (pre-cordillera y cordillera de Chile central) puede ser interpretado como un signo del fenómeno reconocido como calentamiento dependiente de la altura. Este proceso discutido a nivel internacional (p.e. Pepin et al., 2015) corresponde a un acelerado calentamiento de las zonas de altura en regiones de montaña como resultado de las interacciones que ocurren entre la superficie y la atmósfera. De manera más específica, el aumento de las temperaturas acelera el derretimiento de la cobertura de nieve, estos cambios en la cobertura de nieve alteran, a su vez, el albedo de la superficie y como resultado el balance radiativo a nivel de superficie (Figura 16). Además, condiciones más cálidas y áridas en altura tienen un efecto en la demanda evaporativa de la atmósfera con consecuencias en el ciclo hidrológico, y esto a su vez tiene un efecto en la atmósfera. Sobre la base de los resultados de este estudio, es de esperar que este tipo de fenómenos ocurran en la cordillera de los Andes y, por lo tanto, cambios significativos en el ciclo hidrológico son esperables, aun cuando los cambios en la precipitación media anual no sean tan relevantes en magnitud. Es decir, a pesar de que el modelo no proyecta una disminución importante en las precipitaciones acumuladas anuales en las próximas décadas para esta zona, el sistema hidrológico se verá fuertemente afectado de todas formas debido, principalmente, a los efectos desencadenados en las partes altas de las cuencas hidrográficas por el aumento de la temperatura.

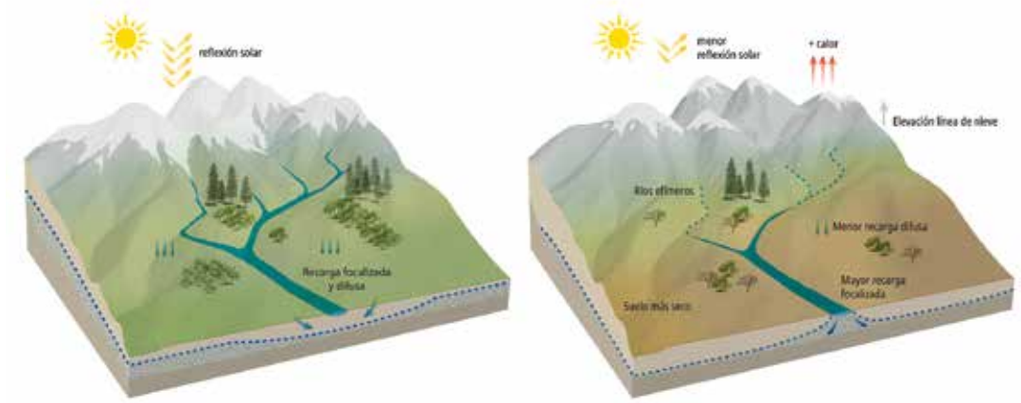


Figura 16. Esquema de los efectos del cambio climático en el sistema hidrológico de montaña. Entre ellos mayor focalización de la recarga hídrica, mayor desecación del suelo, menor reflexión solar y aumento de la altitud de la línea de nieve (Modificado de Siirila-Woodburn et al., 2021).

4.3. Frecuencia y magnitud de eventos extremos de precipitación

Las remociones en masa desencadenadas por lluvias intensas son comunes en zonas montañosas debido principalmente a las altas pendientes y a la abundancia de material detrítico disponible para ser removilizado. En las últimas décadas y, acompañado de los efectos de los cambios climáticos globales, las principales remociones en masa en el sector precordillerano y cordillerano de Chile central han sido gatilladas por eventos hidrometeorológicos (p.e. Naranjo y Varela, 1996; Hauser, 2000; Sepúlveda et al., 2015; Guerrero, 2019). Los datos obtenidos del análisis estadístico realizado en este estudio indican que la frecuencia de eventos hidrometeorológicos intensos, por sobre 20 mm en 24 horas se incrementará de forma notable en las próximas décadas. Este aumento en la frecuencia de precipitaciones intensas ocurriría a pesar de la tendencia global de una disminución de las precipitaciones anuales para esta zona del planeta.

Para el período Futuro cercano (años 2030 a 2059) el modelo climático proyecta un aumento consistente en todas las localidades cercanas al área de la cuenca del estero Yerba Loca (Loc. 1 a 4 en Figura 1) entre 13 y 37 eventos de precipitación superiores a 60 mm en 24 horas con respecto al período histórico. Este aumento persiste y es aún mayor incluso para el período Futuro lejano, variando de 38 a 75 eventos en el área (Tabla 2). La misma tendencia ocurre para los eventos más extremos de precipitación (>120 mm; Tabla 1) donde varían de 0 a 11 en el período histórico, aumentando entre 12 y 26 en el futuro lejano. Si se observa los eventos por sobre 20 mm en 24 horas, el aumento es incluso más dramático, puesto que se pasa de 13-128 en el período histórico (para las localidades cercanas a la cuenca de Yerba Loca) a 63-173. Es decir, las lluvias intensas por sobre 20 mm en 24 horas serán mucho más frecuentes en las próximas décadas e, incluso, ocurrirán con mayor frecuencia eventos de precipitación extrema por sobre 120 mm en 24 horas. Es más, los eventos de máxima precipitación en 24 horas proyectados para los períodos Futuro cercano y Futuro lejano son del orden de 230 y 260 mm, respectivamente. En ambos casos corresponden a eventos de extrema precipitación en cortos períodos de tiempo, sin precedentes en el registro reciente del área.

Si el aumento en la frecuencia de ocurrencia de lluvias intensas ya es un factor preocupante en términos de la eventual generación de remociones en masa hídricas, esto se ve intensificado por el hecho que el modelo también proyecta para las próximas décadas, un desplazamiento de estos eventos hacia los meses de otoño y primavera (Tabla 3) e, incluso, hacia algunos meses de invierno. Es decir, numerosos de estos eventos, que ocurren habitualmente en meses fríos de otoño e invierno, ahora ocurrirán durante días con temperaturas sobre 0 °C (Tabla 4), lo que implica que las precipitaciones serán esencialmente líquidas y no sólidas en esta zona. Todo lo anterior se traduce

en que las áreas de captación, durante estos eventos de precipitaciones intensas "cálidos", serán mucho mayores que en la actualidad y, por ende, aumentará la frecuencia de generación flujos y crecidas de detritos en el sector, los que además serán probablemente de mayores volúmenes a los registrados históricamente debido al mayor volumen de agua disponible en cortos períodos de tiempo. Esto podría implicar la formación de flujos y crecidas de detritos sin precedentes en el registro geológico reciente en términos de volumen (volumen agua + volumen de detritos).

4.4. Modelamiento y áreas de afectación

El modelamiento de remociones en masa, mediante técnicas análogas y computacionales es una herramienta de larga data y creciente uso tanto en el ámbito académico como profesional (p.e. Iverson et al., 1992; Major, 1997; Castruccio y Clavero, 2015; Mikos y Bezak, 2021), y constituye una contribución al conocimiento de la dinámica de estos flujos y también para el diseño de obras de mitigación y planes de prevención, así como para instrumentos de ordenamiento del territorio (p.e. Wilford et al., 2004; Fávero et al., 2020; Lee et al., 2020).

En este estudio se tomó como base la información del inventario de remociones en masa del sector (Droguett et al., en rev.) con el objetivo de plasmar el modelamiento a la magnitud y tipo de fenómenos preservados en el registro geológico. Los datos de esos sirvieron para determinar los parámetros principales de modelación, delimitar las áreas de captación y, con ello, poder determinar un volumen de agua equivalente a las microcuencas de captación para cada flujo modelado. Si bien en algunos casos los flujos modelados son claramente más voluminosos a los que ya han ocurrido en el área, esto se explica por el efecto del volumen de agua disponible, condicionado solo por la magnitud del evento de precipitación y no por el área de captación u otros parámetros físicos de los depósitos. Si bien se obtiene un resultado intuitivo en el sentido que los volúmenes de los flujos esperados para los casos extremos de precipitación proyectados son mucho mayores que los encontrados en el registro geológico reciente e histórico en el área, los resultados de la modelación en términos de distribución y alcances están bien calibrados y fundamentados.

Los resultados de los modelos de flujos y crecidas de detritos tipo realizados en la cuenca del estero Yerba Loca indican que, para el evento de precipitación más recurrente proyectado en zona para las próximas décadas (40 mm en 24 horas), los volúmenes esperados serán entre 1,5 y 2 veces aquellos determinados en el registro geológico reciente. Esto sugiere que, para un sector geomorfológicamente dinámico como es la cuenca precordillerana del estero Yerba Loca, este tipo de fenómenos será más recurrente y abarcaría prácticamente toda la extensión del valle principal y numerosas de sus quebradas secundarias laterales, en uno o varios eventos hidrometeorológicos.

Por otra parte, para el caso del evento de precipitación más extremo proyectado para la zona en las próximas décadas (263 mm en 24 horas), los volúmenes de flujos y crecidas se estima serán entre 4 y 10 veces superiores a los preservados en el registro geológico en la cuenca de Yerba Loca. Intuitivamente, esto llevaría a pensar que la distancia recorrida por los flujos será directamente proporcional a este mayor volumen; sin embargo, dada la dinámica de este tipo de flujos con altas concentraciones de partículas (p.e. Pierson et al., 1990; Iverson, 1997; Rickenmann, 1999), esta distancia está fuertemente condicionada por la topografía y por la rugosidad del lecho por el que descienden, entre otros factores (Iverson, 1997). Por lo anterior, los resultados de los modelos realizados indican que, si bien los flujos proyectados de mayor volumen recorrerán también mayores distancias aguas abajo, esta distancia no resulta directamente proporcional a este aumento de volumen, ya que una gran parte de este se acomodará en espesores mucho mayores de los depósitos resultantes, lo que es más evidente para los flujos de detritos. Para el caso de las crecidas de detritos, al ser flujos algo más diluidos y, por ende, tener menores concentraciones de partículas (p.e. Pierson et al., 1990; Iverson, 1997; Rickenmann, 1999), los resultados de los modelos muestran que las crecidas abarcarán casi todo el ancho del valle principal cuando son generadas en este y que, en las quebradas secundarias, su trayectoria se verá condicionada por la pendiente y rugosidad del lecho. Cabe indicar eso así que, dada la naturaleza de estos flujos y el tipo de modelo utilizado (fase única), los recorridos se refieren a la depositación principal del flujo con un fuerte componente detrítico, por lo que fases esencialmente hídricas asociadas a estos, seguirán aguas abajo por el valle durante eventos que generen este tipo de fenómenos, pudiendo aumentar el caudal del estero.

5. CONCLUSIONES

En la zona de Chile central donde se localiza la cuenca del estero Yerba Loca, el modelo climático proyecta un aumento de la temperatura media en torno a 2 °C para el período de futuro cercano (2030–2059) y en torno a 3,8 °C hacia finales de siglo (2070–2099). En el caso de la precipitación, la proyección estima una ligera disminución global de la precipitación promedio anual; sin embargo, la variabilidad interanual de la precipitación tendería a aumentar, con la ocurrencia de algunos años extremadamente secos y otros años con abundantes precipitaciones. Estas últimas, además, estarán concentradas en cortos períodos de tiempo dando lugar a eventos puntuales de precipitaciones extremas, por sobre los 20 mm en 24 horas. Estos eventos de precipitaciones intensas a extremas, a su vez, serán cada vez más frecuentes en el futuro, incluso en los meses de otoño, invierno y primavera con temperaturas atmosféricas altas, lo cual aumentará las áreas de captación y, por ende, el volumen de agua líquida disponible en cortos períodos de tiempo. Lo anterior, sumado a una menor disponibilidad hídrica del suelo a nivel global en la zona, mayor disponibilidad de material detrítico y al retroceso que están sufriendo los glaciares, contribuirá a aumentar la frecuencia de generación de flujos y crecidas de detritos en la zona. Los modelos de flujos y crecidas asociados a estos futuros eventos de precipitación intensa indican que los volúmenes esperados, en los casos más extremos, serán notablemente mayores a los ocurridos en tiempos recientes en el área y, por ende, se proyecta que sus alcances sean ligeramente mayores y abarquen áreas más extensas valle abajo, aunque una buena parte del acomodo del mayor volumen se verá reflejado en un notable aumento de la altura de los depósitos resultantes. Por otra parte, las velocidades y alturas de los flujos durante su transporte serán mucho mayores, lo que implica un mayor riesgo de afectar eventual infraestructura en el valle.

Como sociedad debemos adaptarnos rápidamente para enfrentar los desafíos que nos impone el cambio climático en diversos ámbitos, tanto en términos de disponibilidad del recurso hídrico para consumo humano, para consumo industrial, así como en la planificación del territorio en relación al recurso agua y otros efectos asociados al clima, como es la generación de remociones en masa desencadenadas por eventos hidrometeorológicos. Así también, es clave aumentar la resiliencia de la sociedad en relación a las consecuencias derivadas de los cada vez más recurrentes eventos de precipitación extrema que, entre otros efectos, generarán flujos y crecidas de detritos que ya han tenido enormes efectos en la vida de millones de personas a nivel mundial (p.e. Inventario DesInventar, www.desinventar.org). Los resultados derivados de esta investigación contribuyen al conocimiento de este tipo de fenómenos geológicos peligrosos y de sus eventuales alcances y futuras recurrencias en la precordillera de Chile central. Las proyecciones climáticas futuras indican que estos eventos serán cada vez más recurrentes, por lo que es esencial tomar en consideración los alcances y volúmenes que flujos y crecidas de detritos podrán tener en el futuro para desarrollar e implementar el diseño de obras de mitigación y planes de prevención ante este tipo de fenómenos geológicos peligrosos

y así disminuir los riesgos asociados a su ocurrencia. De misma forma, es urgente desarrollar sistemas de monitoreo conjunto de variables hidrometeorológicas y geológico-geomorfológicas que ayuden a mejorar los modelos predictivos de remociones en masa hídricas, que permitan implementar sistemas de alerta temprana efectivos en sitios de interés precordilleranos y cordilleranos de Chile central.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto de investigación ***Remociones en masa en escenarios de Cambio Climático en Chile central,*** ha sido financiado por Anglo American a través de la Gerencia de Control y Proyectos Ambientales, a quien se agradece su permanente apoyo para el desarrollo y publicación de los resultados. Se agradece, además, a R. Quiroga y F. Salgado por sus contribuciones en terreno y en el procesamiento estadístico de datos climáticos. Los autores agradecen especialmente a Fabiola Orrego (CAPES) por su voluntad y valiosos aportes en la revisión de este manuscrito.

REFERENCIAS

Adam, J. C., Hamlet, A. F., y Lettenmaier, D. P. (2009). Implications of global climate change for snowmelt hydrology in the twenty-first century. *Hydrological Processes: An International Journal*, *23*(7), 962-972.

Andreoli, A., Mao, L., Iroumé, A., Arumí, J., Nardini, A., Pizarro, R., Caamaño, D., Meier, C., y Link, O. (2012). The need for a hydromorphological approach to Chilean river management. *Revista Chilena de Historia Natural, 85* (3), 339-343.

Araya-Osses, D., Casanueva, A., Figueroa, C. R., Uribe, J. M., y Paneque, M. (2020). Climate change projections of temperature and precipitation in Chile based on statistical downscaling. *Climate Dynamics*, *54*, 4309–4330. https://doi.org/10.1007/s00382-020-05231-4

Bambach, N. E., Rhoades, A. M., Ullrich, P. A., y Zarzycki, C. M. (2021). Projecting climate change in South America using variable-resolution CESM: An application to Chile. *International Journal of Climatology* (Aceptado). https://doi.org/10.1002/joc.7379

Bartelt, P., Bieler, C., Bühler, Y., Christen, M., Deubelbeiss, Y., Graf, C., McArdell, B., Salz, M., y Schneider, M. (2013). *A numerical model for debris flows in research and practice*. RAMMS User Manual v. 1.5 Debris Flow.

Bozkurt, D., Rondanelli, R., Garreaud, R., y Arriagada, A. (2016). Impact of Warmer Eastern Tropical Pacific SST on the March 2015 Atacama Floods. *Monthly Weather Review*, *144*(11), 4441-4460. https://doi.org/10.1175/MWR-D-16-0041.1

Castruccio, A., y Clavero, J. (2015). Lahar simulation at active volcanoes of the Southern Andes: implications for hazard assessment. *Natural Hazards*, *77*, 693-716. https://doi.org/10.1007/s11069-015-1617-x

Clavero, J., Droguett, B., Pérez, W., Vidal, P., Briceño, I., Tamayo, A., y Kovacic, I. (2019). *Modelling debris Flow/ Debris flood Hazards under Climate Change scenarios in the Andes Cordillera of central Chile*. In 27th General Assembly 2019 – IUGG 2019, Symposium: JC03 - Mountain Cryosphere Hazards (IACS, IAVCEI), July 8-18, Montréal, Canada.

Cruden, D. (1991). *A simple definition of a landslide*. Bulletin of the International Association of Engineering Geology - Bulletin de l'Association Internationale de Géologie de l'Ingénieur. 43. http://doi.org/10.1007/BF02590167.

Doblas-Reyes, F. J., Sörensson, A. A., Almazroui, M., Dosio, A., Gutowski, W. J., Haarsma, R., Hamdi, R., Hewitson, B., Kwon, W. T., Lamptey, B. L., Maraun, D., Stephenson, T. S., Takayabu, I., Terray, L., Turner, A., Zuo, Z. (2021). Linking Global to Regional Climate Change. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, B. Zhou (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*). Cambridge University Press.

Droguett, B., Vidal-Páez, P., Clavero, J., Pérez-Martínez, W., Briceño-de-Urbaneja, I., Ramírez, V., y Tamayo, A. (en rev.). Heavy rain-induced debris flow/flood hazards at a geomorphologically active Andean valley: the case of the Yerba Loca basin, Central Chile. Submitted to Andean Geology.

Fávero, A. H., Askarinejad, A., Springman, S. M., y Borja, R. I. (2020). Simulation of debris flow on an instrumented test slope using an updated Lagrangian continuum particle method. *Acta Geotechica*, *15*, 2757–2777. https://doi.org/10.1007/s11440-020-00957-1

Garreaud, R. D., y Viale, M. (2014). Análisis de los fenómenos meteorológicos y climáticos que afectan la cuenca del río Maipo. *Aquae Papers*, *5*, 17–29.

Garreaud, R. D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., y Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010-2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology & Earth System Sciences*, *21*(12), 6307-6327.

Garreaud, R. D., Vergara, I., y Viale, M. (2021). *Análisis: ¿Una tormenta de invierno en pleno verano? Entendiendo el extraordinario evento de finales de enero de 2021 en Chile central*. Center for Climate and Resilience Research (CR2). Santiago, Chile.

Guerrero, L. (2019). *Dinámica y modelamiento numérico de las crecidas de detritos ocurridas en febrero de 2017 en sector El Volcán-Baños Morales, San José de Maipo, Chile* (Tesis de pregrado). Universidad Mayor, Santiago.

Hauser, A. (2000). *Remociones en masa en Chile* (versión actualizada). Boletín 59. Servicio Nacional de Geología y Minería.

Huang, X., y Ullrich, P. A. (2017). The changing character of 21st century precipitation over the western United States in the variable-resolution CESM. *Journal of Climate*, http://dx.doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0673.1

Instituto Nacional de Estadística. (2017). *Resultados censo de población y vivienda 2017*. Instituto Nacional de Estadísticas. Santiago, Chile.

Iverson, R. M., Costa, J. E., y LaHusen, R. G. (1992). Debris-flow flume at H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *U.S. geological Survey Open File Report*, 92-483. https://doi.org/10.3133/ofr92483

Iverson, R. (1997). The physics of debris flows. *Reviews in Geophysics*, *35*(3), 245-296.

Lee, M., Cho, J., y Yoon, H. (2020). Quantitative risk analysis of debris flow disasters in urban area using Geographic Information System. *Sensors and Materials*, *32*(12), 4573–4586. https://doi.org/10.18494/SAM.2020.3134

Major, J. J. (1997). Deposition processes in large-scale debris-flow experiments. *Journal of Geology*, *105*, 345-366.

MAP-GAC. (2007). *Movimientos en Masa en la Región Andina: Una guía para la evaluación de amenazas*. Servicio Nacional de Geología y Minería. Publicación Geológica Multinacional No. 4.

Mikos, M., y Bezak, N. (2021). Debris flow modelling using RAMMS model in the Alpine environment with focus on the model parameters and main characteristics. *Frontiers in Earth Sciences*, *8*, 605061. https://doi.org/10.3389/feart.2020.605061

Moreiras, S. M., Sepúlveda, S. A., Correas-González, M., Lauro, C., Vergara, I., Jeanneret, P., Junquera-Torrado, S., Cuevas, J. G., Maldonado, A., Antinao, J. L., y Lara, M. (2021). Debris flows occurrence in the semiarid central Andes under Climate Change scenario. *Geosciences*, *11*(2), 43. https://doi.org/10.3390/geosciences11020043

Moritz, M. A., Parisien, M. A., Batllori, E., Krawchuk, M. A., Van Dorn, J., Ganz, D. J., y Hayhoe, K. (2012). Climate change and disruptions to global fire activity. *Ecosphere*, *3*(6), 1-22.

Moss, R. H., Babiker, M., Brinkman, S. Calvo, E., Carter, T., Edmonds, J., Elgizouli, I., Emori, S., Erda, L., Hibbard, K., Jones, R., Kainuma, M., Kalleher, J., Lamarque, JF., Manning, M., Matthews, B., Meehl, J., Meyer, L., Mitchell, J., Nakicenovic, N., O'Neil, B., Pichs, R., Riahi, K., Rose, S., Runci, P., Stouffer, R., van Vuuren, D., Weeyant, J., Wilbakns, T., van Ypersele, J.P. y Zurek, M. (2008). *Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies*. Intergovernmental Panel for Climate Change Expert Meeting Report. Geneva, Switzerland.

Naranjo, J. A., y Varela, J. (1996). *Flujos de detritos y barro que afectaron el sector oriente de Santiago, el 3 de mayo de 1993*. Boletín, 47. Servicio Nacional de Geología y Minería.

O'Brien, J. S., y Julien, P. Y. (1988). Laboratory analysis of mud flow properties. *Journal of Hydraulic Engineering*, *114*(8), 877–887. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1988)114:8(877)

Parodi, E., Kahhat, R., y Vásquez-Rowe, I. (2021). Multi-dimensional damage assessment (MDDA): A case study of el Niño Flood disasters in Peru. *Climate Risk Management*, *33*, https://doi.org/10.1016/j.crm.2021.100329

Pepin, N., Bradley, R. S., Diaz, H., Baraër, M., Caceres, E., Forsythe, N., Fowler, H., Greenwood, G., Hashmi, M., Liu, X., Miller, J. R., Ning, L., Ohmura, A., Palazzi, E., Rangwala, I., Schöner, W., Severskiy, I., Shahedanova, M., Wang, M. B., Willaimson, A. N., Yang, D. Q. (2015). Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature climate change*, *5*, 424-430. https://doi.org/10.1038/nclimate2563

Pierson, T. C., Janda, R. J., Thouret, J. C., y Borrero, C. A. (1990). Perturbation and melting of snow and ice by the 13 November 1985 eruption of Nevado del Ruiz, Columbia, and consequent mobilization, flow and deposition of lahars. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, *41*, 17–66.

Poveda, G., Espinoza, J., Zuluaga, M., Solman, S., Garreaud, R., y van Oevelen, J. (2020). High Impact Weather Events in the Andes. *Frontiers in Earth Science, 8*, 162. https://doi.org/10.3389/feart.2020.00162

Rhoades, A. M., Ullrich, P. A., Zarzycki, C. M., Johansen, H., Margulis, S. A., Morrison, H., Xu, Z., y Collins, W. (2018). Sensitivity of mountain hydroclimate simulations in variable-resolution CESM to microphysics and horizontal resolution. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, *10*, 1357-1380. https://doi.org/10.1029/2018MS001326

Rickenmann, D. (1999). Empirical relationships for debris flows. *Natural Hazards*, *19*, 47–77. https://doi.org/10.1023/A:1008064220727

Saldías, G. S., Largier, J. L., Mendes, R., Pérez-Santos, I., Vargas, C. A., y Sobarzo, M. (2016). Satellite-measured interannual variability of turbid river plumes of central-southern Chile: Spatial patterns and the influence of climate variability. *Progress in Oceanography*, *146*, 212–222.

Sepúlveda, S. A., Moreiras, S. M., Lara, M., y Alfaro, A. (2015). Debris flows in the Andean ranges of central Chile and Argentina triggered by 2013 summer storms: characteristics and consequences. *Landslides*, *12*, 115-133. https://doi.org/10.1007/s10346-014-0539-0

Sepúlveda, S., Alfaro, A., Lara, M., Carrasco, J., Olea-Encona, P., Rebolledo, S., y Garcés, M. (2020). An active large rock slide in the Andean paraglacial environment: the Yerba Loca landslide, central Chile. *Recent landslides*, 18, 697-705. https://doi.org/10.1007/s10346-020-01564-7

Servicio Nacional de Geología y Minería. (2019). *Remoción en masa en el Santuario de Yerba Loca*. Informe Técnico. Subdirección Nacional de Geología, Unidad de Asistencias Técnicas y Emergencias Geológicas.

Siirila-Woodburn, E. R., Rhoades, A. M., Hatchett, B. J., Huning, L. S., Szinai, J., Tague, C., Nico, P. S., Feldman, D. R., Jones, A. D., Collins, W. D., y Kaatz, L. (2021). A low-to-no snow future and its impacts on water resources in the western United States. *Nature Reviews Earth & Environment, 2*, 800-819. https://doi.org/10.1038/s43017-021-00219-y

Tramblay, Y., Llasat, M. C., Randin, C., y Coppola, E. (2020). Climate change impacts on water resources in the Mediterranean. *Regional Environmental Change*, *20*(83), 4–6. https://doi.org/10.1007/s10113-020-01665-y

Trenberth, K. E. (2011). Changes in precipitation with climate change. *Climate Research*, *47*(1-2), 123-138.

Walter, F., Amann, F., Kos, A., Kenner, R., Phillips, M., de Preux, A., Huss, M., Tognacca, C., Clinton, J., Diehl, T., y Bonanomi, Y. (2020). Direct observations of a three million cubic meter rock-slope collapse with almost immediate initiation of ensuing debris flows. *Geomorphology*, *351*, 106933. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106933

Wilford, D. J., Sakals, M. E., Innes, J. L., Sidle, R. C., y Bergerud, W. A. (2004). Recognition of debris flow, debris flood and flood hazard through watershed morphometrics. *Landslides*, *1*, 61–66. https://doi.org/10.1007/s10346-003-0002-0

Wu, C., Liu, X., Lin, Z., Rhoades, A. M., Ullrich, P. A., Zarzycki, C. M., Lu, Z., y Rahimi-Esfarjani, S. R. (2017). Exploring a variable resolution approach for simulating regional climate in the Rocky Mountain region using the VR-CESM. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *122*(20), 10939–10965.

GLOSARIO

Remoción en masa: movimiento ladera abajo de una masa de roca, detritos o tierra, bajo la influencia de la gravedad. Se suelen clasificar según tipo de movimiento y tipo de material, lo que da como resultado cinco clases principales: caídas, vuelcos, deslizamientos, flujos, propagaciones laterales y reptaciones, siendo los flujos aquellos que se caracterizan por un mayor contenido de agua durante el transporte.

Lluvia intensa: precipitaciones líquidas abundantes que ocurren en un corto período de tiempo en una zona determinada. Los umbrales de precipitación a considerar dependen de otros factores como topografía, cobertura vegetacional, cota de la isoterma 0 °C, temperatura atmosférica al momento de ocurrir las precipitaciones, lluvias antecedentes entre otros.

Cambio Climático. Se refiere a los cambios que sufre el clima en una región determinada identificado mediante cambios de variables climáticas por algunas décadas o más. También puede referirse a la persistencia o frecuencia de ocurrencia de eventos climáticos y meteorológicos extremos.

RCP 8.5: corresponde al Escenario o Trayectoria de Concentración Representativa para una serie de gases de efecto invernadero, aerosoles y gases químicamente activos. El RCP 8.5 se refiere a la concentración de carbono que genera un calentamiento global a un promedio de 8,5 watts/m^2 en el planeta. El escenario RCP 8.5 generará un incremento aproximado de 4,3 °C al año 2100, en relación a la temperatura del planeta pre-era industrial.

Flujo de detritos. flujo saturado en detritos, rápido a extremadamente rápido, que viaja por un canal/quebrada de alta pendiente. Durante la trayectoria el flujo tiene una alta capacidad de arrastre de material y agua desde el lecho. Suelen ser fenómenos peligrosos muy extendidos en terreno montañosos y se diferencian de otros tipos de remociones en masa en que pueden ocurrir de forma periódica por canales establecidos.

Crecida de detritos. Flujo hídrico muy rápido y con una carga de detritos muy alta que se trasporta por un canal/quebrada de alta pendiente. Se forman como producto de eventos de inundación extremos en quebradas (canales de alta pendiente que desestabilizan el lecho y generan el arrastre masivo de sedimentos).

2

SECCIÓN 2

ANTECEDENTES BIÓTICOS

CAPÍTULO 4 / Sección 2

Flora y vegetación de la porción alta de la cuenca del estero Ortiga, S.N. Los Nogales, Región Metropolitana

Miguel Escobar[1], Diego Correa[1], Gustavo Girón[1], Luis Faúndez[1] y Patricio Saldivia[1].*

1.Biota, Gestión y Consultorías Ambientales Ltda., José Miguel Claro 1224 Providencia, Santiago de Chile.
* mescobar@biota.cl

RESUMEN

La flora altoandina de Chile central es reconocida por su alta riqueza de especies e importantes niveles de endemismo; sin embargo, su conocimiento a escala de microcuenca es aún deficiente. En este capítulo se presenta una caracterización de la vegetación y la flora vascular de la porción superior (2.700-3.600 m s.n.m.) del estero Ortiga, en el piso andino de la cuenca del río Mapocho, Región Metropolitana de Santiago.

Durante la caracterización de la vegetación en la zona se determinó que el 58% de la superficie del estero corresponde a áreas carentes de vegetación. Además, se identificaron seis formaciones de vegetación zonal y seis de vegetación azonal hídrica, las que ocupan un 40 y un 3% del área, respectivamente. Dentro del contexto de los Andes de Chile central, los resultados del presente estudio fortalecen la idea de que esta es una zona de vegetación heterogénea.

La flora registrada alcanzó 70 especies, de las cuales 66 son autóctonas, incluyendo 11 endémicas de Chile. Las hierbas perennes representan sobre el 70% de la flora, siendo dominantes de la vegetación azonal hídrica. Por otra parte, los arbustos, con un 18,6% de cubrimiento, dominan la vegetación zonal del área estudiada. No se registraron especies con problemas de conservación, pero se destaca al género monotípico *Calopappus*, endémico de las cordilleras de Chile central. El número de especies registrado se considera bajo en comparación con otros estudios realizados en zonas similares, pero se explicaría por el acotado gradiente altitudinal estudiado, el cual se restringió a los pisos superiores de vegetación, y la baja intensidad de muestreo que no incluyó toda la estacionalidad fenológica esperable del área de estudio. Consecuentemente, el presente estudio debe considerarse como una primera aproximación al conocimiento de los sistemas vegetales del área estudiada.

Se recomienda aumentar la intensidad estacional del muestreo de flora y ampliar la zona de estudio a pisos inferiores de vegetación andina.

58%

Superficie del estero corresponde a áreas carentes de vegetación

1. INTRODUCCIÓN

Los Andes de Chile central se caracterizan por un clima de tipo mediterráneo, con precipitaciones concentradas en invierno seguidas progresivamente por períodos secos que se extienden durante el verano y otoño (Arroyo et al., 1981). Dentro del contexto biogeográfico Sudamericano, esta zona forma parte de la Provincia de los Andes Mediterráneos (Rivas-Martínez et al., 2011), la cual se extiende a ambos lados de la Cordillera de los Andes entre las latitudes 30° y 37° S aproximadamente.

Desde el punto de vista de la flora y la vegetación, es decir, del conjunto de especies vegetales presentes en un área determinada y cómo estas ocupan el espacio definiendo una estructura con formas de vida dominantes (p.e. pradera, matorral, bosque), los Andes de la zona mediterránea de Chile se caracterizan por una alta riqueza de especies (p.e. Arroyo et al., 2002) con una elevada proporción de especies endémicas (Arroyo et al., 1995; Muñoz-Schick et al., 2000) y extensas formaciones de estepas y matorrales bajos o pulvinados, los que en su conjunto Gajardo (1994) denominó como la sub-región vegetacional de los Andes Mediterráneos de Chile. Si bien estas formaciones de vegetación se asocian y obedecen a biotopos en los cuales las condiciones climáticas regionales están plenamente expresadas, es decir, son de tipo zonal (Luebert y Pliscoff, 2017), en regiones montañosas adquieren especial relevancia las comunidades higrófilas frecuentemente asociadas a cursos de agua o afloramientos freáticos, los cuales han sido definidos como **"Sistemas vegetacionales azonales hídricos terrestres (SVAHT)"** por Ahumada y Faúndez (2009). El término azonal indica que este tipo de vegetación es relativamente independiente de las condiciones climáticas regionales (ver también "intrazonal" en Luebert y Pliscoff, 2017), mostrando una distribución local que responde a la influencia de algún factor, generalmente edáfico y/o hídrico. En particular, los SVAHT resaltan por su gran productividad y color verde intenso, en comparación con la matriz de vegetación zonal frecuentemente semi-árida.

Dentro de Chile central, la Región Metropolitana de Santiago alberga sobre el 40% de la población del país (ca. 7 millones de habitantes) y, en consecuencia, sus sistemas naturales se encuentran sujetos a múltiples presiones antrópicas. Sumado a lo anterior, la "mega sequía" de la última década, la cual es considerada un fenómeno climático sin precedentes (Garreaud et al., 2020), pone de manifiesto lo frágil de estos ecosistemas y la importancia de mantener un catastro acabado de los recursos naturales que permitan su valoración, manejo y monitoreo en el largo plazo. En este sentido, el presente capítulo tiene por objetivo contribuir al conocimiento de la diversidad vegetal de la cordillera andina de Santiago, a través de un estudio de caracterización de la flora vascular y la vegetación de la porción alta del estero Ortiga, que corresponde a un sistema de quebradas cordilleranas de régimen hidrológico nival que se emplaza íntegramente en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales.

2. METODOLOGÍA

2.1. Área de estudio y campaña de terreno

El área de estudio corresponde a la porción superior de la micro-cuenca del estero Ortiga, entre los 2.700 m s.n.m y el límite de cumbres a los 3.600 m s.n.m. aproximadamente, abarcando una superficie de 2.302,76 ha. El estero Ortiga pertenece al sistema hidrográfico del estero el Arrayán, que a su vez forma parte de la porción andina de la cuenca hidrográfica del río Mapocho. Administrativamente, el área de estudio se ubica en el extremo norte de la Región Metropolitana de Santiago, provincia de Santiago, comuna de Lo Barnechea (Figura 1). El área de estudio fue visitada los días 1 y 2 de febrero del año 2017 por los dos primeros autores.

2.2. Descripción y cartografía de la vegetación

Se utilizó la metodología de la "Carta de Ocupación de Tierras" (COT), la cual ha sido particularmente adaptada para las condiciones ecológicas de Chile por Etienne y Contreras (1981) y Etienne y Prado (1982). Esta metodología tiene por objetivo la representación cartográfica sintética de la vegetación de un área bajo un nivel de detalle o percepción, delimitado por la escala de trabajo y su consecuente unidad mínima cartográfica. Esta característica espacial, hace de la COT una herramienta valiosa para el manejo y conservación de sistemas naturales.

La primera etapa consistió en la delimitación preliminar de unidades homogéneas de vegetación,

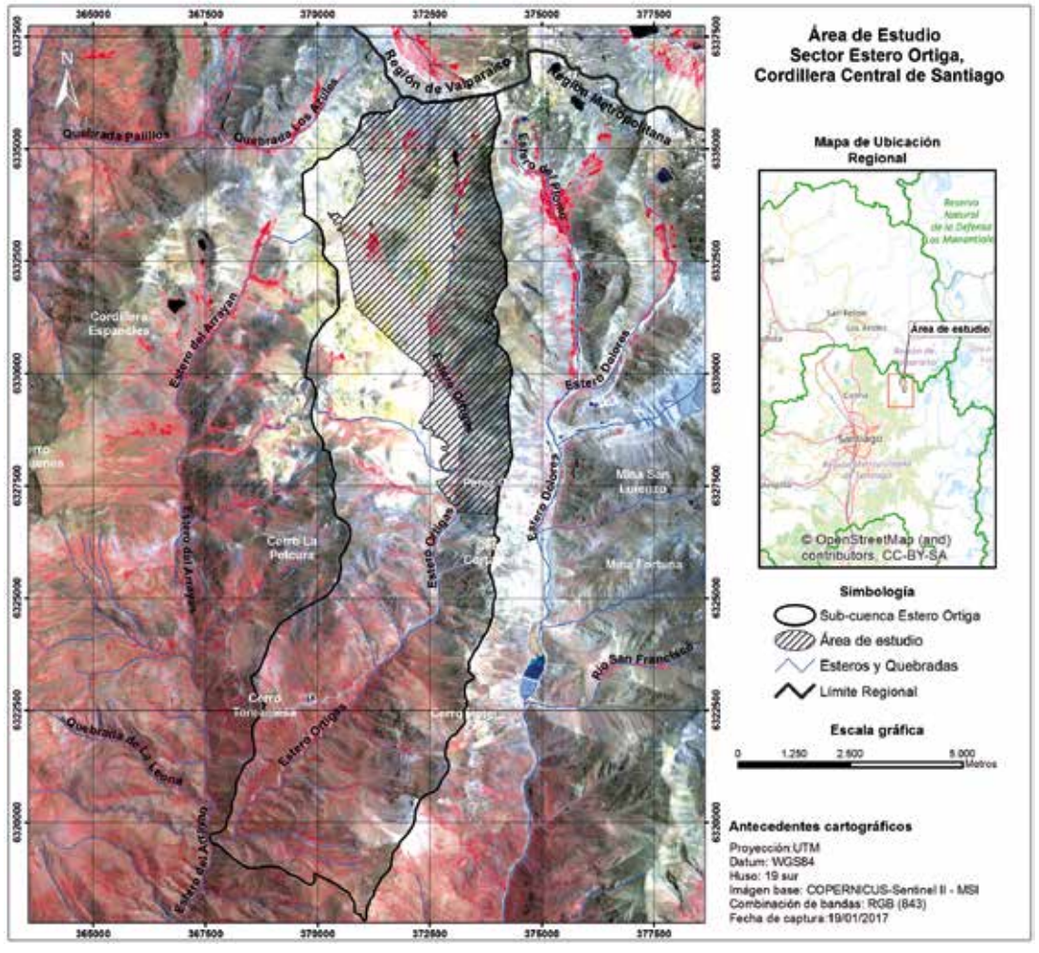


Figura 1. Área de estudio, correspondiente a la cabecera del estero Ortiga, Santuario de la Naturaleza Los Nogales, Región Metropolitana de Santiago.

la que se realizó por medio de la interpretación visual de imágenes satelitales obtenidas de la plataforma Bing Maps (http://www.bing.com/maps/), las que fueron previamente georreferenciadas. La definición de polígonos (unidades homogéneas) se basó en las características de color, grano y textura del set de imágenes mencionado, a una escala promedio de 1:1.500. Todos los procesos cartográficos se realizaron con el software de libre acceso QGIS versión 2.18 (QGIS, 2019). Posteriormente, dicha poligonización fue corroborada (o corregida) y la vegetación de las unidades descrita en terreno según su estructura (o formación de vegetación) y especies dominantes. Este método permite una abstracción estructural detallada de la vegetación según la escala de trabajo ya que, sumado a su representación cartográfica, ésta se describe según su estructura vertical (rangos de altura de los estratos con cubrimiento mayor al 1% de la superficie del polígono) y horizontal (cubrimiento porcentual de cada estrato dentro del polígono). A su vez, los estratos son separados de acuerdo con cuatro tipos biológicos generales: LA (Leñoso alto), LB (Leñoso bajo), H (Herbáceo) y S (Suculento); y cada estrato se identifica según sus especies dominantes. El detalle de la nomenclatura usada para la descripción de estratos, cubrimientos y especies dominantes se presenta en las Tablas 1, 2 y 3.

Debido a problemas de accesibilidad no fue posible visitar todas las unidades de vegetación identificadas cartográficamente. Por tanto, la información de las unidades visitadas en terreno fue extrapolada a las unidades que no fueron visitadas. Dicho proceso se basó en un análisis visual de similitudes de textura, grano y color de las imágenes satelitales antes mencionadas.

Finalmente, con el objetivo de facilitar la lectura y entendimiento de las cartas de vegetación, las unidades de vegetación se agruparon según tipologías fisionómicas generales (p.e. matorral, herbazal, vega) y sub-tipologías de detalle, en las cuales cada unidad se tipificó según la o las especies dominantes de los estratos que definen la estructura general de la vegetación de cada polígono (p.e. formación de *Azorella madreporica* Clos). Adicionalmente, la diversidad de vegetación incluida en cada tipología fisionómica se describe en detalle en la sección de resultados.

Tabla 1. Tipos biológicos y grado de cubrimiento según metodología COT. Fuente: Modificado de Etienne y Prado (1982).

Tipo Biológico		Índice de Cubrimiento (n)		
		Índice (n)	**Cubrimiento (%)**	**Densidad**
LA n:	Leñoso alto, con cubrimiento n	1	1 – 5	Muy escaso
LB n:	Leñoso bajo, con cubrimiento n	2	5 – 10	Escaso
H n	Herbáceo, con cubrimiento n	3	10 – 25	Muy claro
S n	Suculento, con cubrimiento n	4	25 – 50	Claro
n =	Índice de cubrimiento	5	50 – 75	Poco denso
		6	75 – 90	Denso
		7	90 – 100	Muy denso

Tabla 2. Códigos de altura para tipos biológicos según metodología COT. Fuente: Modificado de Etienne y Prado (1982).

Leñoso Alto (LA)		
Símbolo	**Altura**	**Estrata**
$\overline{\text{LA}}$	<2 m	Extremadamente baja
LA	2 - 4 m	Muy baja
$\underline{\text{LA}}$	4 - 8 m	Baja
$\boxed{\text{LA}}$	8 - 16 m	Media
LA (circulo)	16 - 32 m	Alta
LA (triangulo)	> 32 m	Muy aLta

Leñoso Bajo (LB)		
Símbolo	**Altura**	**Estrata**
$\overline{\text{LB}}$	<5 cm	Extremadamente baja
LB	5 - 25 cm	Muy baja
$\underline{\text{LB}}$	25 - 50 cm	Baja
$\boxed{\text{LB}}$	50 - 100 cm	Media
LB (circulo)	100 - 200 cm	Alta
LB (triangulo)	> 200cm	Muy alta

Herbáceo (H)		
Símbolo	**Altura**	**Estrata**
$\overline{\text{H}}$	<5 cm	Extremadamente Baja
H	5 - 25 cm	Muy Baja
$\underline{\text{H}}$	25 - 50 cm	Baja
$\boxed{\text{H}}$	50 - 100 cm	Media
H (circulo)	100 - 200 cm	Alta
H (triangulo)	> 200cm	Muy Alta

Suculento (S)		
Símbolo	**Altura**	**Estrata**
$\overline{\text{S}}$	<5 cm	Extremadamente Baja
S	5 - 25 cm	Muy Baja
$\underline{\text{S}}$	25 - 50 cm	Baja
$\boxed{\text{S}}$	50 - 100 cm	Media
S (circulo)	100 - 200 cm	Alta
S (triangulo)	> 200cm	Muy ALta

Tabla 3. Códigos de especies dominantes según metodología COT. Fuente: Modificado de Etienne y Prado (1982).

Tipo biológico	Código		Ejemplo	
	Género	**Especie**	**Especie**	**Código**
Herbáceo	minúscula	minúscula	*Patosia clandestina*	pc
Leñoso bajo	Mayúscula	minúscula	*Tetraglochin alatum*	Ta

2.3. Caracterización de la flora

Este estudio se circunscribió a las plantas vasculares, las que incluyen los siguientes grupos taxonómicos: licófitos (*Lycophyta*), helechos (*Monilophyta*), plantas con flor (*Angiospermae*) y gimnospermas (*Gymnospermae*) (Smith et al., 2006; APG IV, 2016; PPG I, 2016).

La flora se registró mediante parcelas circulares de 10 m de radio (314 m^2) distribuidas homogéneamente en las unidades cartográficas de vegetación delimitadas, de modo de abarcar la mayor diversidad vegetacional del área. En cada una de estas parcelas se registraron todas las especies presentes que fue posible observar, detallando su porcentaje de cubrimiento. Basado en la experiencia del equipo de trabajo, este tamaño de parcela asegura el registro de al menos el 80% de la flora potencial de una unidad homogénea de vegetación de acuerdo con sus variaciones estacionales. Adicionalmente, en cada unidad de vegetación visitada se realizó un rastreo fuera de la parcela con el fin de registrar especies que no hayan sido encontradas dentro de la parcela. Todos los puntos de información florística se registraron a través de un sistema de posicionamiento satelital (GPS navegador).

En cada parcela, se recolectaron fragmentos de individuos de todas las especies registradas para su posterior determinación taxonómica en laboratorio utilizando literatura específica para cada género o familia (p.e. Katinas, 2012, para *Perezia* Lag.). Las muestras recolectadas fueron posteriormente depositadas en el herbario privado de Biota Ltda.

Como referencia taxonómica, se utilizó el "Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur" (Zuloaga et al., 2008), referencia constantemente actualizada y disponible en la página web del Instituto de Botánica Darwinion (http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/BuscarEspecies.asp).

LA FLORA REGISTRADA FUE CARACTERIZADA SEGÚN LOS SIGUIENTES ATRIBUTOS:

Origen geográfico

El cual contextualiza a cada entidad registrada bajo las siguientes categorías: taxones que fueron introducidos al territorio por causa antrópica (Alóctona, introducida o adventicia) y taxones que se desarrollan de manera natural en nuestro territorio a causa de eventos naturales de su propia historia evolutiva (Autóctona). Dentro de estos últimos, cuando un taxón es conocido exclusivamente para el territorio chileno, se denominó Endémico.

Tipo biológico

Según las cuatro formas principales de crecimiento, análogas a las establecidas por Etienne y Prado (1982): Arbóreo (Leñoso Alto), Arbustivo (Leñoso Bajo), Herbáceo y Suculento, y sub-clasificaciones de cada uno según Zuloaga et al. (2008) como por ejemplo, herbáceo anual.

Especies amenazadas

De acuerdo con los decretos supremos de los procesos finalizados de evaluación de categorías de conservación según el D.S 75/2005 mod. D.S. 29/2012, Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres según Estado de Conservación (RCE), disponibles en: https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/.

3. RESULTADOS

3.1. Descripción y cartografía de la vegetación

El 58% del área de estudio corresponde a extensas zonas carentes de vegetación. La vegetación estudiada se puede dividir en dos grupos principales, zonal y azonal. La vegetación zonal cubre casi el 40% del área, ubicándose mayormente en las porciones medias y bajas de las laderas, y corresponde principalmente a formaciones de matorral. Por su parte, la vegetación azonal corresponde a formaciones hídricas de fondos de quebrada que reciben aportes hídricos constantes (superficiales o provenientes de napas freáticas), las que ocupan casi un 3% del área estudiada. En la Tabla 4 se indica el detalle de superficie y número de unidades de cada formación vegetal descrita. En la Figura 2 se presenta la cartografía de la vegetación del área de estudio. La información detallada de vegetación para cada unidad reconocida en la Figura 2, se encuentra en el Anexo 1.

Tabla 4. Detalle de tipos y subtipos de vegetación en el área de estudio.

*Los códigos de especie dominante corresponden a: Am: *Azorella madreporica*, Dn: *Ochetophila nana*, Ec: *Ephedra chilensis*, fk: *Festuca kurtziana*, nc: *Nassauvia cumingii*, pb: *Plantago barbata*, pc: *Patosia clandestina*, pr: *Poa acinaciphylla*, Ta: *Tetraglochin alatum* y zg: *Zameioscirpus gaimardioides*.

Grupo	Tipo	Subtipo*	Nº unidades	Sup. (ha)
Vegetación zonal	Matorral	Formación de Am	20	483,15
		Formación de Ec	1	6,31
		Formación de Ta	18	395,68
	Matorral Total		**39**	**885,14**
	Matorral-Herbazal	Formación de Am y fk	2	8,15
		Formación de Ta y pb	1	6,87
	Matorral-Herbazal Total		**3**	**15,02**
	Herbazal	Formación de nc	7	1,10
	Herbazal Total		**7**	**1,10**
Vegetación zonal Total			**49**	**901,26**
Vegetación azonal	Vega en cojín	Formación de pc	35	32,38
	Vega en cojín Total		**35**	**32,38**
	Vega plana	Formación de fk	9	
		Formación de pr	3	3,55
		Formación de zg	4	4,11
		Formación de pb	1	0,81
	Vega plana Total		**17**	**23,30**
	Matorral-Vega	Formación de Dn y zg	8	13,24
	Matorral-Vega Total		**8**	**13,24**
Vegetación azonal Total			**60**	**68,92**
No Vegetación	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	9	6,32
		Roquerío (coluvio)	7	160,10
		Suelo desnudo	17	1.165,92
	Zona sin vegetación Total		**33**	**1.332,34**
	Cuerpo de agua		1	0,24
	Cuerpo de agua Total		**1**	**0,24**
No Vegetación Total			**34**	**1.332,58**
Total general			**143**	**2.302,76**

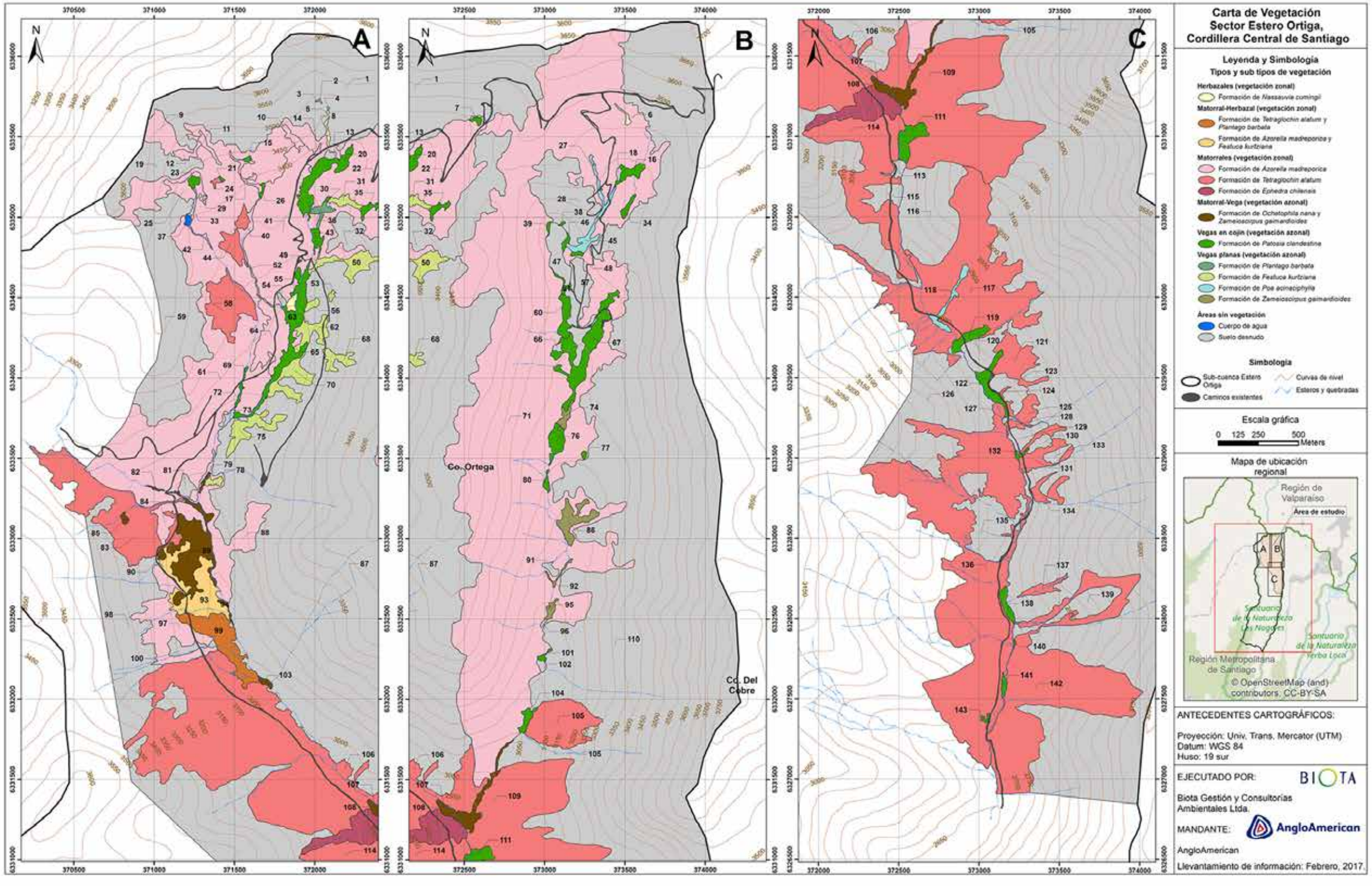


Figura 2. Carta de vegetación del área de estudio.

Las formaciones de vegetación identificadas e indicadas en la Tabla 4 se describen a continuación:

3.1.1. Tipo Matorral

Corresponden a formaciones arbustivas zonales que se ubican en planicies, laderas y lomajes.

La formación más extensa (483 ha) corresponde a la de *Azorella madreporica* (Figura 3), que forma una estrata leñosa pulvinada de 3 a 25 cm de altura y cubrimientos que oscilan entre un 10 y 25% de superficie. *Azorella madreporica* está acompañada por una estrata herbácea de similar altura, y cubrimientos de hasta 10% en donde destacan *Nassauvia cumingii* Hook. & Arn., *Hordeum pubiflorum* Hook.f. subsp. *halophilum* (Griseb.) Baden & Bothmer y *Perezia pilifera* (D. Don) Hook. & Arn., como las más importantes.

La formación de *Tetraglochin alatum* (Gillies ex Hook. & Arn.) Kuntze (Figura 4) es la segunda más importante de este tipo de vegetación (395,7 ha). Se presenta como un matorral de 10 a 50 cm de altura y cubrimientos que pueden alcanzar un 45%, en donde la especie dominante, *Tetraglochin alatum,* es frecuentemente acompañada por *Chuquiraga oppositifolia* D. Don. En algunos sectores, se destaca otro estrato arbustivo inferior, no mayor a 5 cm de altura, con cubrimientos de entre 25 y 40% en el cual las especies dominantes son *Azorella ruizii* G.M. Plunkett & A.N. Nicolas y *Haplopappus anthylloides* Meyen & Walp.

Una de las unidades evaluadas corresponde a una formación de *Ephedra chilensis* C. Presl. Sin embargo, esta especie se comporta en el resto del área como acompañante con bajos niveles de cubrimiento.

3.1.2. Tipo Matorral-Herbazal

A diferencia de las formaciones del tipo matorral, las formaciones incluidas en este tipo son de carácter mixto, ya que presentan una estrata arbustiva dominante con especies típicas de laderas zonales y cubiertas herbáceas de componentes azonales del tipo vega. Se destacan dos formaciones de escasa representación, formación de *Azorella madreporica* y *Festuca kurtziana* St.-Yves con dos unidades y una superficie total de 8,2 ha, y la formación de *Tetraglochin alatum* y *Plantago barbata* G. Forst. con sólo una unidad de 6,9 ha.

La primera se ubica en un sector de ladera, intercalada con sectores de suelo desnudo. *Azorella madreporica* es la especie dominante formando matorrales pulvinados de hasta 25 cm de altura y cubrimientos del 25%. *Festuca kurtziana* (entregando fisionomía del tipo vega), acompañada por *Hordeum pubiflorum* subsp. *halophilum*, dominan una estrata herbácea de hasta 50 cm de altura y cubrimientos cercanos al 25%. Además, se presenta una estrata herbácea basal de 5 cm de altura y cubrimientos cercanos al 6%, con dominancia de varias especies como *Plantago barbata* (especie común en formaciones de vega), *Perezia pilifera y Gnaphalium sp.* (Figura 5).

Por otro lado, la formación de *Tetraglochin alatum* y *Plantago barbata* se presenta como un matorral de 25 cm y cubrimiento del 10%. En conjunto con *Tetraglochin alatum, Azorella madreporica y Azorella ruizii* forman un estrato pulvinado basal de 5 cm de altura y 10% de cubrimiento. La estrata herbácea está dominada por *Plantago barbata*, con un tamaño inferior a los 5 cm de altura y cubrimientos cercanos al 27% (Figura 6).

Fotografía: Miguel Escobar y Diego Correa

Figura 3. Formación de *Azorella madreporica.*

Fotografía: Miguel Escobar y Diego Correa

Figura 4. Formación de *Tetraglochin alatum.*

Fotografía: Miguel Escobar y Diego Correa

Figura 5. Formación mixta de *Azorella madreporica* y *Festuca kurtziana.*

Fotografía: Miguel Escobar y Diego Correa

Figura 6. Formación mixta de *Tetraglochin alatum* y *Plantago barbata*.

3.1.3. Tipo Herbazal

Corresponde a siete unidades de vegetación herbácea dominada por *Nassauvia cumingii*. Generalmente se presenta con una estructura monoestratificada de 5 a 15 cm de altura y cubrimientos de hasta un 50%. Ocasionalmente se asocia a *Azorella madreporica* y *Festuca kurtziana*, aunque estas últimas con bajos niveles de participación.

3.1.4. Tipo Vega en cojín

Las vegas corresponden a vegetación azonal principalmente herbácea, en las que dominan especies de las familias Cyperaceae, Juncaceae y Poaceae. Su desarrollo se asocia a la disponibilidad hídrica casi permanente, estableciéndose generalmente en fondos de quebrada.

Fotografía: Miguel Escobar y Diego Correa

Figura 7. Formación de *Patosia clandestina*.

Fotografía: Miguel Escobar y Diego Correa

Figura 8. Formación de *Festuca kurtziana*.

El tipo vega en cojín o pulvinadas se encuentra representada por la formación de *Patosia clandestina* (Phil.) Buchenau (Figura 7) con una superficie de 32,4 ha. Esta formación se caracteriza por presentar una estrata herbácea en cojín de entre 2 y 15 cm de altura y cubrimientos que llegan hasta el 95%. Junto a *Patosia clandestina*, que es la especie que marca la fisionomía en cojín de la formación, se presentan otras especies importantes o co-dominantes como *Zameioscirpus gaimardioides* (E. Desv.) Dhooge & Goetgh. y *Deyeuxia velutina* Nees & Meyen var. *velutina*.

3.1.5. Tipo Vega plana

El segundo tipo azonal más importante en términos de superficie corresponde a las vegas planas las que, a diferencia de la vega en cojín de *Patosia clandestina*, se encuentran dominadas por especies rizomatosas que conforman una fisionomía de césped.

Destaca la formación de *Festuca kurtziana* (Figura 8) con 14,8 ha, 10 a 25 cm de altura y cubrimientos que alcanzan el 75%. Esta formación además presenta en sus márgenes una estrata arbustiva de *Azorella madreporica* con cubrimientos de 5–10%, la cual representa una situación ecotonal entre vegetación azonal y zonal.

Otras formaciones de vegas planas, aunque con menos representación son las dominadas por *Zameioscirpus gaimardioides*, *Poa acinaciphylla* E. Desv. y *Plantago barbata*, las que generalmente presentan cubrimientos de entre 90 y 100%.

3.1.6. Tipo Matorral-Vega

Este tipo de vegetación está representado por la formación de *Ochetophila nana* (Clos) J. Kellerm., Medán & Aagesen y *Zameioscirpus gaimardioides* (Figura 9). El arbusto rastrero *Ochetophila nana* forma un matorral espinoso menor a 5 cm de altura y cubrimientos de hasta un 25%, junto con una estrata herbácea dominada por *Zameioscirpus gaimardioides*, *Carex macloviana* d'Urv. y *Patosia clandestina*, de igual altura y cubrimientos entre 75 y 90%.

3.2. Flora del área de estudio

3.2.1. Riqueza taxonómica

Se registraron 70 especies de flora vascular, de las cuales 45 corresponden a angiospermas eudicotiledóneas y 24 a monocotiledóneas (listado total disponible en el Anexo 2). *Ephedra chilensis*

Fotografía: Miguel Escobar y Diego Correa

Figura 9. Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*.

corresponde a la única gimnosperma, y se destaca la ausencia de licófitos y helechos.

La flora registrada se distribuye en 26 familias y 57 géneros. Las familias más diversas corresponden a Asteraceae y Poaceae con 17 y 11 especies respectivamente, seguidas por Juncaceae con seis especies, y Apiaceae y Montiaceae con cuatro especies cada una. A nivel genérico, destacan *Azorella* Lam., *Senecio* L. y *Chaetanthera* Ruiz & Pav. con tres especies cada uno.

3.2.2. Origen geográfico

Se registraron 11 especies endémicas de Chile, 55 autóctonas compartidas principalmente con Argentina y cuatro especies introducidas. Dentro de las especies endémicas se destaca el género monotípico *Calopappus* Meyen, restringido a las montañas andinas del centro de Chile.

3.2.3. Tipos biológicos

Las hierbas perennes alcanzaron el 71,4% de la flora registrada (50 especies), dentro las que destacan *Patosia clandestina, Zameioscirpus gaimardioides* y *Deyeuxia velutina* var. *velutina* como dominantes de la mayor parte de la vegetación azonal hídrica del área de estudio. El tipo biológico arbustivo alcanza el 18,6% (13 especies) de la flora del área, y se encuentra representado por arbustos bajos como *Tetraglochin alatum*, rastreros como *Gaultheria caespitosa* Poepp. & Endl. y *Ochetophila nana* y cojines como el género *Azorella*. En tanto, se registraron siete especies de hierbas anuales.

3.2.4. Especies amenazadas

No se detectó la presencia en el área de estudio de especies que hayan sido o se encuentren clasificadas en alguna de las categorías de amenaza (En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable) o cercanía a la amenaza de extinción (Casi Amenazada).

4. DISCUSIÓN

4.1. Vegetación

En términos generales, la vegetación existente en el área de estudio coincide con lo señalado por Gajardo (1994) para la formación "Estepa Altoandina de la Cordillera de Santiago" y, en menor medida, por Luebert y Pliscoff (2017) para los pisos vegetacionales equivalentes a dicha formación: "Matorral bajo mediterráneo andino de *Chuquiraga oppositifolia - Nardophyllum lanatum*", "Matorral bajo mediterráneo andino de *Laretia acaulis [=Azorella ruizii] - Berberis empetrifolia*" y "Herbazal mediterráneo andino de *Nastanthus spathulatus - Menonvillea spathulata*". Gajardo (1994) señala que dicha formación representa el nivel altitudinal superior de la vegetación, el cual toma en ciertos lugares un aspecto de desierto de altitud, predominando la fisionomía xerófita, con arbustos y hierbas pulvinadas y gramíneas en mechón. El mismo autor menciona las comunidades zonales dominadas por *Azorella madreporica* y azonales de *Patosia clandestina*, las que concuerdan con los resultados aquí presentados. Sin embargo, los diferentes niveles de percepción entre los trabajos mencionados de escala nacional (Gajardo, 1994; Luebert y Pliscoff, 2017) y el presente estudio (escala predial), limitan un análisis de mayor detalle. Aun cuando en estos trabajos la información para las distintas unidades de vegetación proviene de estudios de escalas mucho mayores, éstos sintetizan dicha información contextualizándola para la escala de representación utilizada.

En el contexto de la cordillera de Santiago, Muñoz-Schick et al. (2000) indican una notable heterogeneidad relativa a especies dominantes y cobertura de pisos de vegetación para la cuenca superior del río Maipo (ca. 60 km al suroeste del área de estudio). Ciertamente, esta heterogeneidad también se sustenta al comparar pisos de vegetación altitudinalmente equivalentes entre dicho trabajo y el presente estudio. Al cotejar el cortejo de flora que marca la vegetación del piso de Estepa Altoandina (2.700–3.300 m s.n.m.) de Muñoz-Schick et al. (2000), que concuerda con la mayor parte del área de estudio, se infiere una baja similitud de las comunidades de vegetación. Por ejemplo, dichos autores señalan *Azorella ruizii* (bajo su nombre sinónimo *Laretia acaulis* (Cav.) Gillies & Hook., Plunkett y Nicolas, 2016) como una especie relevante en términos de vegetación; no obstante, esta especie resultó ser solo acompañante en algunas formaciones de vegetación del área de estudio. En el mismo contexto, *Azorella madreporica*, una de las principales especies del área de estudio, no se menciona ni siquiera en los listados florísticos de Muñoz-Schick et al. (2000), pese a que corresponde a una especie de amplia distribución andina, desde Atacama hasta la Región de Aysén (Rodríguez et al., 2018, Saldivia, P. datos no publicados). Sin embargo, para el área de Farellones-Valle Nevado ubicado entre el área del presente estudio y la zona estudiada por Muñoz-Schick et al. (2000), Cavieres et al. (2000) encontraron que *Azorella ruizii* y *Azorella madreporica* son especies dominantes en los pisos altitudinales de 2.600–2.800 y 3.200–3.500 m s.n.m. respectivamente.

En relación a la formación arbustiva de *Tetraglochin alatum* en el área de estudio, ésta se encuentra ampliamente distribuida desde su límite inferior (ca. 2.600 m s.n.m.) hasta los 3.400 m s.n.m. Sin embargo, antecedentes previos para los Andes de Santiago (Gajardo, 1994; Muñoz-Schick et al., 2000; Luebert y Pliscoff, 2017) mencionan que *Tetraglochin alatum* es una especie dominante en el piso de vegetación inmediatamente inferior al área de estudio (Matorral andino, 2.000–2.700 m s.n.m. *sensu* Muñoz-Schick et al., 2000); por lo tanto, los resultados de este estudio contribuyen a ampliar el conocimiento del rango altitudinal y tolerancia climática asociados al establecimiento de esta especie como dominante de la vegetación altoandina. No obstante, Luebert y Gajardo (2004) indican para la cordillera de Los Patos en la Región de Valparaíso que *Tetraglochin alatum* puede ocasionalmente ser dominante en el "Matorral bajo pulvinado de *Laretia acaulis [=Azorella ruizii] y Berberis empetrifolia*" entre los 2.500–3.100 m s.n.m.

La vegetación azonal reviste cierto interés relacionado a algunas de sus especies dominantes. Villagrán et al. (1983) mencionan que: "en comparación con la vegetación zonal, es sorprendente la relativa homogeneidad florística de esta formación en todas las localidades estudiadas [flora andina de Arica, Iquique, Antofagasta, Noreste de Argentina, La Serena y Farellones]. La distribución geográfica de las especies destaca el rango distribucional relativamente más amplio de esta flora". Esta situación se grafica en el área de estudio en la dominancia de *Patosia clandestina,* la cual se distribuye en sistemas azonales andinos desde Perú (Arequipa) hasta el centro-sur de Chile y Argentina (ca. 40° lat. S), incluyendo el Altiplano de Bolivia (Balslev, 1996; Kirschner, 2002; Zuloaga et al., 2008; Ruthsatz, 2012), y por *Zameioscirpus gaimardioides,* distribuida en humedales andinos entre las regiones de Atacama y el Maule (Medina et al., 2019). No obstante, la dominancia de vegas del área de estudio por especies de distribución restringida a los Andes Mediterráneos como *Festuca kurtziana* (Ospina et al., 2015) y *Poa acinaciphylla* (Soreng y Peterson, 2012) llaman a un análisis más profundo de la "homogeneidad florística" de la vegetación azonal señalada por Villagrán et al. (1983) dentro de la provincia de los Andes mediterráneos.

Finalmente, Luebert y Pliscoff (2017) señalan que el estado de conservación de los tres pisos de vegetación presentes en el área de estudio es "Preocupación Menor", con una superficie remanente superior al 99%. Sin embargo, su nivel de protección es deficiente, solo el "Matorral bajo mediterráneo andino de *Chuquiraga oppositifolia - Nardophyllum lanatum*" presenta un 10% de su superficie protegida, y en los dos restantes es aún menor. Esta situación indica que, pese a que el área de estudio se encuentra inmersa dentro de un ecosistema con bajos niveles de amenaza en términos globales, su vulnerabilidad radica en parte, a sus bajos niveles de protección efectiva, por lo cual, se requieren iniciativas de protección privada para asegurar su sostenibilidad en el largo plazo. En este contexto, la presencia de ganado doméstico (que trae efectos de pastoreo y compactación de suelo) en el área de estudio, junto a la cercanía de faenas mineras, se presentan como las principales amenazas a estas formaciones vegetacionales. Cabe señalar, que el análisis de estados de conservación de los pisos de vegetación propuesta por Luebert y Pliscoff (2017) no incluye los sistemas de vegetación azonal hídrica, los que requieren un análisis espacial de mayor escala.

4.2. Flora

En comparación a otras áreas andinas de la Región Metropolitana de Santiago, las 66 especies autóctonas registradas (incluyendo especies endémicas de Chile) reflejan una baja riqueza florística del área de estudio. Trabajos realizados en la Quebrada San Ramón (Teillier y Tomé, 2004), en el Parque Nacional El Morado (Teillier et al., 1994; Teillier, 2003) y en el Santuario de la Naturaleza Yerba Loca (Arroyo et al., 2002) reportan un total de 245, 263 y 488 especies autóctonas respectivamente. Sin embargo, para comprender esta notable diferencia, se deben tener en cuenta los siguientes puntos como factores de sesgo:

FACTORES DE SESGO

Gradiente altitudinal

El presente estudio fue circunscrito a los pisos superiores de vegetación, por sobre los 2.600 m s.n.m., mientras que los trabajos mencionados incluyen pisos de vegetación de mucha menor altitud, especialmente en la Quebrada San Ramón, que incluyó muestreos desde los 600 m s.n.m., en tanto que los estudios realizados en el Parque Nacional El Morado y en el Santuario de la Naturaleza Yerba Loca abarcaron la vegetación desde los 1.800 y 1.300 m s.n.m. respectivamente. En este sentido, esta comparación concuerda con la tendencia general de disminución de riqueza de especies con la altitud mostrado por Cavieres et al. (2000), en donde ocurre un decrecimiento pronunciado en el número de especies, desde los 2.600–2.700 m s.n.m., que es justamente el límite altitudinal inferior del área de estudio.

Intensidad de muestreo

Este estudio solo consideró dos días consecutivos para caracterizar la flora y la vegetación de toda el área, situación muy diferente a los muestreos exhaustivos realizados durante dos a cuatro años en los trabajos antes mencionados.

Estacionalidad

Otro factor determinante del bajo registro de especies puede ser la falta de estacionalidad del muestreo. En comparación con otras zonas montañosas del mundo, los Andes de Chile central exhiben un periodo de crecimiento de la flora excepcionalmente largo, con áreas sobre los 2.000 m s.n.m. hasta ocho meses libres de nieve (Arroyo et al., 1981). Lo anterior puede indicar una mayor variabilidad fenológica de la flora altoandina, lo que requeriría un muestreo sistemático durante toda la época de crecimiento para poder registrar la flora completa de un área determinada. Dado que este estudio se realizó durante los primeros días de febrero, es probable que, por ejemplo, las especies de floración temprana se encuentren sub-representadas. Recientemente, Sassone et al. (2021) rehabilitaron la geófita *Tristagma sessile* (Phil.) Traub, un endemismo de la cordillera de Chile central caracterizado por su floración muy temprana, la cual podría estar representada en el área de estudio y no fue registrada producto del muestreo relativamente tardío para esta especie.

En torno a la flora aquí registrada, probablemente la especie de mayor relevancia en términos biogeográficos es *Calopappus acerosus* Meyen, única especie del género endémico de los Andes de Chile central (Crisci y Freire, 1986; Urbina-Casanova et al., 2015) y linaje hermano del grupo *Nassauvia* Comm. ex Juss.-*Triptilion* Ruiz & Pav. (Jara-Arancio et al., 2018), ampliamente distribuido en las zonas áridas y andinas de Chile y Argentina (Cabrera, 1982; Katinas et al., 1992).

Cowling et al. (1996) indican que las floras mediterráneas tienden a tener niveles más altos de endemismos locales. Sin embargo, para el caso de los Andes de Chile central, dicho supuesto se cumpliría en mayor medida para las zonas de menor altitud, ya que en general, una gran proporción de la flora andina se comparte con las laderas este de los Andes de Argentina (Arroyo et al., 2002). Lo anterior indicaría que la funcionalidad de la Cordillera de los Andes como factor gravitante de aislamiento genético sería inversamente proporcional a la altitud. Por lo tanto, el bajo nivel de endemismos chilenos registrados en este estudio (15%) resulta esperable. En este sentido, resultaría además lógico relevar la importancia de especies endémicas de la Provincia de los Andes Mediterráneos de Chile y Argentina, como *Azorella ruizii* (Fernández et al., 2016), *Festuca kurtziana* (Ospina et al., 2015), *Poa acinaciphylla* (Soreng y Peterson, 2012), *Nassauvia cumingii* (Cabrera, 1982) y *Perezia carthamoides* (D. Don) Hook. & Arn. (Katinas, 2012), entre otras.

5. CONCLUSIÓN

El área de estudio constituye una muestra representativa de los pisos superiores de la vegetación de los Andes mediterráneos de Chile central. Dicho ecosistema, en base a la literatura revisada, corresponde a un ensamble heterogéneo de comunidades vegetales y flora asociada, del cual su conocimiento es aún deficiente. Consecuentemente, las diferencias entre el presente estudio y otros trabajos realizados en los Andes centrales de Chile y ciertas peculiaridades del sistema vegetal aquí estudiado, fortalecen dicha aseveración.

De acuerdo a la flora registrada, es posible señalar que el área de estudio posee una alta naturalidad y un nivel de endemismo bajo, aunque esperable por la condición altoandina del área estudiada. No obstante, esta alta naturalidad, entendida aquí como un bajo número de especies introducidas, no se debe entender como un área libre de presiones e intervenciones antrópicas actuales o pasadas, como ganadería y prospecciones mineras.

Los resultados del presente estudio deben ser considerados como preliminares y de la misma manera abren posibilidades para futuros estudios que fortalezcan el entendimiento del sistema andino y su manejo conservativo en el largo plazo. En este sentido, se sugiere mantener un monitoreo de la vegetación del área enfocada a los sistemas azonales hídricos, ya que éstos, al ser dependientes del recurso hídrico funcionan como indicadores de la sanidad del ecosistema andino, especialmente en el contexto de la mega sequía de Chile central y del uso antrópico del agua. Por otro lado, el presente estudio se debe complementar con una mayor intensidad de muestreo que abarque sistemáticamente todo el periodo de crecimiento y óptimamente durante más de una temporada.

Finalmente, el ampliar el área de estudio a pisos inferiores de vegetación, permitiría obtener una muestra comparativa con otros estudios de zonas andinas similares y de esa forma, poder evaluar consistentemente su representatividad dentro del contexto de la flora andina de Chile central.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Gerencia de Carbono Neutralidad y Biodiversidad de Anglo American, por su apoyo y recursos en el desarrollo del presente estudio.

REFERENCIAS

Ahumada, M., y Faúndez, L. (2009). *Guía descriptiva de los Sistemas Vegetacionales Azonales* Hídricos Terrestres de la Ecorregión Altiplánica (SVATH). Ministerio de Agricultura de Chile, Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago, Chile.

APG IV. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering Plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society, 181*, 1-20.

Arroyo, M. T. K, Armesto, J., y Villagrán, C. (1981). Plant phenological patterns in the high Andean cordillera in central Chile. *Journal of Ecology, 69*, 205-223.

Arroyo, M. T. K., Cavieres, L., Marticorena, C., y Muñoz-Schick, M. (1995). Convergence in the mediterranean floras in central Chile and California: insights from comparative biogeography. En M. T. K. Arroyo, P. H. Zedler, y M. D. Fox. (Eds.), *Ecology and biogeography of mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia* (pp. 43-88). Springer-Verlag. Berlin, Alemania.

Arroyo, M. T. K., Marticorena, C., Matthei, O., Muñoz, M., y Pliscoff, P. (2002). Analysis of the contribution and efficiency of the Santuario de la Naturaleza Yerba Loca, 33° S in protecting the vascular plant flora (Metropolitan and Fifth regions of Chile). *Revista Chilena de Historia Natural, 75*, 767-92.

Balslev, H. (1996). Juncaceae, *Flora Neotropica, Monograph 68*. Organization for Flora Neotropica, The New York Botanical Garden. New York, USA.

Cabrera, A. L. (1982). Revisión del género *Nassauvia* (Compositae). *Darwiniana, 24*, 283–379.

Cavieres, L. A., Peñaloza, A. P., y Arroyo, M. T. K. (2000). Altitudinal vegetation belts in the high Andes of central Chile (33° S). *Revista Chilena de Historia Natural, 73*, 331-344.

Cowling, R. M., Rundel, P. W., Lamont, B. B., Arroyo, M. T. K., y Arianoutsou, M. (1996). Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 362-366.

Crisci, J. V., y Freire, S. (1986). El género *Calopappus* (Compositae, Mutisieae). *Caldasia, 15*, 57–69.

Etienne, M., y Contreras, D. (1981). *Cartografía de la vegetación y sus aplicaciones en Chile. Boletín Técnico 46*. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Etienne, M., y Prado, C. (1982). *Descripción de la vegetación mediante la Carta de Ocupación de Tierras. Publicaciones Misceláneas 9*. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Fernández, M., Ezcurra, C., y Calviño, C. I. (2016). Morphology, fruit anatomy and taxonomy of the South Andean Genus *Laretia* (Azorelloideae, Apiaceae). *Systematic Botany, 41*(3), 807-812.

Gajardo, R. (1994). *Vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Garreaud, R., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., y Veloso-Aguila, D. (2020). The central Chile mega drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology, 40*(1), 421-439.

Jara-Arancio, P., Vidal, P. M., y Arroyo, M. T. K. (2018). Phylogenetic reconstruction of the genus Triptilion (Asteraceae, Nassauvieae) based on nuclear and chloroplast DNA sequences. *Journal of Systematics and Evolution, 56*(2), 120-128.

Katinas, L. (2012). Revisión del género *Perezia* (Compositae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 47*, 159-261.

Katinas, L., Crisci, J. V., y Freire, S. E. (1992). Revisión sistemática y análisis cladístico del género *Triptilion* Ruiz et Pavón (Asteraceae, Mutisieae). *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción, 63*, 101-132.

Kirschner, J. (Ed.). (2002). *Juncaceae 1: Rostkovia to Luzula. Species Plantarum: Flora of the World Part 6*. ABRS. Canberra, Australia.

Luebert, F., y Gajardo, R. (2004). Antecedentes sobre la vegetación de la cordillera de los Patos, Andes de Chile central (Región de Valparaíso, V). *Chloris Chilensis, 7*(2). URL://www.chlorischile.cl

Luebert, F., y Pliscoff, P. (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile* (2da ed.). Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Medina, P., Saldivia, P., y Faúndez, L. (2019). *Cyperus niger* y *C. fuscus* (*Cyperaceae*) nuevas citas para Chile y aportes a la distribución de *Cyperaceae* altoandinas. *Darwiniana, nueva serie, 7*(1), 152-166.

Muñoz-Schick, M., Moreira-Muñoz, A., Villagrán, C., y Luebert, F. (2000). Caracterización florística y pisos de vegetación en los Andes de Santiago, Chile central. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural Chile, 49*, 9-50.

Ospina, J. C., Aliscioni, S. S., y Denham, S. S. (2015). A revision of *Festuca* (Loliinae, Pooideae, Poaceae) in Chile. *Phytotaxa, 233*, 1-66.

Plunkett, G. M., y Nicolas, A. N. (2016). Assessing *Azorella* (Apiaceae) and its allies: Phylogenetics and a new classification. *Brittonia, 69*, 31-61.

PPG I. (2016). A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. *Journal of Systematics and Evolution, 54*, 563-603.

QGIS Development Team. (2019). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation.* Published on the Internet: https://www.qgis.org/es/site/

Rivas-Martínez, S., Navarro, G., Penas, A., y Costa, M. (2011). Biogeographic map of South America. A preliminary survey. *International Journal of Geobotanical Research, 1*, 21-40.

Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V. L., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sanchez, P., y Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica, 75*(1), 1-430.

Ruthsatz, B. (2012). Vegetación y ecología de los bofedales altoandinos de Bolivia. *Phytocoenologia, 42*(3-4), 133-179.

Sassone, A. B., Arroyo, M. T. K., Arroyo-Leuenberger, S. C., García, N., y Román, M. J. (2021). One species with a disjunct distribution or two with convergent evolution? Taxonomy of two South American garlics. *Taxon, 70 (4), 842-853.* https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/tax.12500

Smith, A. R., Pryer, K. M., Schuettpelz, E., Korall, P., Schneider, H., y Wolf, P. G. (2006). A classification for extant ferns. *Taxon, 55*, 705-731.

Soreng, R. J., y Peterson, P. M. (2012). Revision of *Poa* L. (*Poaceae*, *Pooideae*, *Poeae*, *Poinae*) in México: new records, re-evaluation of *P. ruprechtii*, and two new species, *P. palmeri* and *P. wendtii*. *Phytokeys, 15*, 1-104.

Teillier, S. (2003). Flora del Monumento Natural El Morado: Addenda et corrigenda. *Gayana Botánica, 60*(2), 94-100.

Teillier, S., y A. Tomé. (2004). Contribución al conocimiento de la flora de la cuenca de la quebrada de Ramón, Región Metropolitana, Chile. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural Chile, 53*, 17-36.

Teillier, S., Hoffmann, A. J., Saavedra, F., y Pauchard, L. (1994). Flora del Parque Nacional El Morado (Región Metropolitana, Chile). *Gayana Botánica, 51*(1), 13-47.

Urbina-Casanova, R., Saldivia, P., y Scherson, R. A. (2015). Consideraciones sobre la sistemática de las familias y los géneros de plantas vasculares endémicos de Chile. *Gayana Botánica, 72*(2), 272-295.

Villagrán, C., Arroyo, M. T. K., y Marticorena, C. (1983). Efectos de la desertización en la distribución de la flora andina de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural, 56*, 137-157.

Zuloaga, F. O., Morrone, O., y Belgrano, M. J. (Eds.). (2008). Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay) (Vols. 1-3). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 107, 2287-3348.*

GLOSARIO

Determinación taxonómica: proceso en el cual se infiere la asignación de alguna jerarquía taxonómica a una muestra vegetal generalmente recolectada en terreno. Este proceso requiere, en la mayoría de los casos, del uso de una lupa estereoscópica y literatura especializada elaborada por botánicos taxónomos.

Flora: ponjunto de plantas (entidades vegetales de nivel de especie o inferior) que ocurren en un lugar y tiempo o periodo geológico determinados.

Pulvinado: pon forma de cojín.

Unidad mínima cartográfica: porresponde al área menor que se puede considerar en terreno, de manera que su expresión en el mapa tenga un tamaño adecuado.

Vegetación: estructura vertical y horizontal en la cual la flora se expresa en un lugar y tiempo o periodo geológico determinados.

ANEXOS

Anexo 1. Información detallada de vegetación para cada unidad reconocida en la COT del área de estudio.

Am: *Azorella madreporica*, ca: *Cerastium arvense*, cm: *Carex macloviana*, Co: *Chuquiraga oppositifolia*, de: *Deyeuxia velutina* var. *velutina*, Dn: *Ochetophila nana*, dv: *Deschampsia venustula*, Ec: *Ephedra chilensis*, fk: *Festuca kurtziana*, gsp: *Gnaphalium sp.*, Ha: *Haplopappus anthylloides*, hc: *Hordeum pubiflorum* subsp. *halophilum*, js: *Juncus stipulatus*, La: *Azorella ruizii*, nc: *Nassauvia cumingii*, op: *Olsynium philippii*, pa: *Phleum alpinum*, pb: *Plantago barbata*, pc: *Patosia clandestina*, pg: *Poa gayana*, pp: *Perezia pilifera*, pr: *Poa acinaciphylla*, pr: *Perezia carthamoides*, rl: *Rytidosperma lechleri*, Sc: *Senecio clarioneifolius*, Ta: *Tetraglochin alatum*, zg: *Zameioscirpus gaimardioides*.

Unidad	Tipo	Subtipo	Formación vegetal	Especies dominantes	Superficie [ha]
1	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	101,07
2	Herbazal	Formación de *Nassauvia cumingii*	H_4	nc	0,02
3	Herbazal	Formación de *Nassauvia cumingii*	H_4	nc	0,01
4	Herbazal	Formación de *Nassauvia cumingii*	H_4	nc	0,02
5	Herbazal	Formación de *Nassauvia cumingii*	H_4	nc	0,04
6	Herbazal	Formación de *Nassauvia cumingii*	H_4	nc	0,23
7	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2\,\overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,22
8	Herbazal	Formación de *Nassauvia cumingii*	H_4	nc	0,28
9	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_2\,H_2$	Am/nc hc op	4,26
10	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3\,H_1$	Am/nc	0,71
11	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3\,H_1$	Am/nc	0,60
12	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3\,H_1$	Am/nc	0,96
13	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	0,31
14	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3\,H_4\,\overline{H}_4$	Am/nc hc op/ ca op	1,12
15	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2\,\overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,11
16	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc zg	1,04
17	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3\,H_1$	Am/nc	0,80
18	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,20
19	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	13,15
20	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2\,\overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	3,72
21	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2\,\overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,07
22	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_2H_2$	Am/nc hc op	27,22
23	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2\,\overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,41

Unidad	Tipo	Subtipo	Formación vegetal	Especies dominantes	Superficie [ha]
24	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$LB_4 \overline{LB}_3$	Ta Sc/Am Ha	0,18
25	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3 LB_1$	Am/nc	2,18
26	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,17
27	Vega plana	Formación de *Poa acinaciphylla*	H_6	pr	0,94
28	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	14,25
29	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3 H_4 \overline{H}_4$	Am/nc hc op/ ca op	0,05
30	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,09
31	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	LB_2 H5	Am/fk hc nc	0,87
32	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	17,53
33	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3 H_4 \overline{H}_4$	Am/nc hc op/ ca op	0,28
34	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc	0,42
35	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,53
36	Vega plana	Formación de *Plantago barbata*	$H_4 \overline{H}_4$	hc fk/pb	0,81
37	Cuerpo de agua	Cuerpo de agua	-	-	0,24
38	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc zg	0,05
39	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc zg	0,13
40	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3 H_4 \overline{H}_4$	Am/nc hc op/ ca op	0,98
41	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_2 H_2$	Am/nc hc op	27,36
42	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_3 H_4 \overline{H}_4$	Am/nc hc op/ ca op	0,22
43	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,69
44	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$LB_4 \overline{LB}_3$	Ta Sc/Am Ha	2,73
45	Vega plana	Formación de *Poa acinaciphylla*	H_6	pr	1,23
46	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc zg	0,26
47	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	3,45
48	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc zg de	0,17
49	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,02
50	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	$LB_1 H_5$	Am/fk hc nc	2,8
51	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc de zg	0,32
52	Matorral-Herbazal	Formación de *Azorella madreporica* y *Festuca kurtziana*	$LB_3 H_4 \overline{H}_2$	Am Sc/fk hc/pb pp gsp	0,29
53	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	$LB_2 H_5$	Am/fk hc nc	0,18
54	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,26

Unidad	Tipo	Subtipo	Formación vegetal	Especies dominantes	Superficie [ha]
55	Herbazal	Formación de *Nassauvia cumingii*	$\overline{LB}_1 H_3$	Am/nc fk	0,49
56	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	$LB_1 H_5$	Am/fk hc nc	0,41
57	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	6,22
58	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$LB_4 \overline{LB}_3$	Ta Sc/Am Ha	7,57
59	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	35,71
60	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc	1,39
61	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_2 H_2$	Am/nc hc op	99,83
62	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	$LB_1 H_5$	Am/fk hc nc	2,24
63	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	5,62
64	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$LB_3 H_2 \overline{H}_1$	Am/dv rl hc / pp pr	6,28
65	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$LB_3 H_2 \overline{H}_1$	Am/dv rl hc / pp pr	0,39
66	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,24
67	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc zg	6,36
68	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	$LB_1 H_5$	Am/fk hc nc	1,42
69	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,10
70	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	$LB_1 H_5$	Am/fk hc nc	3,22
71	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_2 H_2$	Am/nc hc op	283,91
72	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	$H_2 \overline{H}_6$	de cm pa/pc zg pb	0,25
73	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,37
74	Vega plana	Formación de *Zameioscirpus gaimardioides*	H_6	zg cm	0,69
75	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	LB_1 H5	Am/fk hc nc	3,21
76	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc zg	1,53
77	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_6	pc zg	0,13
78	Vega plana	Formación de *Festuca kurtziana*	$LB_1 H_5$	Am/fk hc nc	0,46
79	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3 \underline{H}_3 \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	0,23
80	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc zg	0,31
81	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,96
82	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3 \underline{H}_3 \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	0,13
83	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$LB_4 \overline{LB}_3$	Ta Sc/Am Ha	21,35
84	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$\overline{LB}_2 H_2$	Am/nc hc op	3,61
85	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3 \underline{H}_3 \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	0,23

Unidad	Tipo	Subtipo	Formación vegetal	Especies dominantes	Superficie [ha]
86	Vega plana	Formación de *Zameioscirpus gaimardioides*	H_7	zg pc	2,69
87	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	255,65
88	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$LB_4\ H_1$	Am Sc/fk	10,88
89	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3\ \underline{H}_3\ \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	8,79
90	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3\ \underline{H}_3\ \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	0,30
91	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,45
92	Vega plana	Formación de *Zameioscirpus gaimardioides*	H_7	zg pc	0,27
93	Matorral-Herbazal	Formación de *Azorella madreporica* y *Festuca kurtziana*	$LB_3\ \underline{H}_3\ H_2\ H_2$	Am/fk hc/fk hc/pb	7,85
94	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3\ \underline{H}_3\ \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	0,21
95	Vega plana	Formación de Zameioscirpus gaimardioides	H_7	zg pc	0,47
96	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,09
97	Matorral	Formación de *Azorella madreporica*	$LB_4\ H_1$	Am Sc/fk	11,49
98	Zona sin vegetación	Roquerío (coluvio)	ZD	-	36,23
99	Matorral-Herbazal	Formación de *Tetraglochin alatum* y Plantago barbata	$LB_2\ \overline{LB}_2\ \overline{H}_4$	Ta/Am La Ta/pb	6,87
100	Zona sin vegetación	Roquerío (coluvio)	ZD	-	1,60
101	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc zg	0,23
102	Zona sin vegetación	Afloramiento hídrico	-	-	0,31
103	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3\ \underline{H}_3\ \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	0,32
104	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc	0,70
105	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_3\ LB_3\ \overline{LB}_4$	Ta/Ta Co/La	9,94
106	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3 H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	90,9
107	Matorral-Vega	Formación de *Ochetophila nana* y *Zameioscirpus gaimardioides*	$\overline{LB}_3\ \underline{H}_3\ \overline{H}_6$	Dn/fk de/zg cm pc	3,02
108	Matorral	Formación de *Ephedra chilensis*	$\underline{LB}_1\ LB_4\ \overline{LB}_1$	Ec Co/Am Ec Co/Ec La Ha/pg	6,31
109	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_3\ LB_3\ \overline{LB}_4$	Ta/Ta Co/La	45,35
110	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	684,37
111	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc zg	2,31
112	Zona sin vegetación	Roquerío (coluvio)	ZD	-	74,57
113	Zona sin vegetación	Roquerío (coluvio)	ZD	-	0,78
114	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	23,44
115	Zona sin vegetación	Roquerío (coluvio)	ZD	-	2,79

Unidad	Tipo	Subtipo	Formación vegetal	Especies dominantes	Superficie [ha]
116	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	20,15
117	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	50,33
118	Vega plana	Formación de *Poa acinaciphylla*	H_6	pr	1,38
119	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc zg	1,42
120	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	4,20
121	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	5,49
122	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc zg	1,95
123	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	3,28
124	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	0,19
125	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	2,01
126	Zona sin vegetación	Roquerío (coluvio)	ZD	-	32,35
127	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	0,29
128	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	0,54
129	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	2,14
130	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	0,97
131	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	3,97
132	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc js	0,21
133	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	0,97
134	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	1,90
135	Zona sin vegetación	Roquerío (coluvio)	ZD	-	11,77
136	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	80,9
137	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	1,26
138	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc	0,89
139	Zona sin vegetación	Suelo desnudo	ZD	-	5,67
140	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc	0,05
141	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc	0,34
142	Matorral	Formación de *Tetraglochin alatum*	$\underline{LB}_2\ LB_3\ \overline{LB}_3\ H_2$	Ta/Ta Co/La Ha Ec/pg	47,63
143	Vega en cojín	Formación de *Patosia clandestina*	H_7	pc	0,17

Anexo 2. Listado total de la flora registrada en el área de estudio.

En: Endémico de Chile, Au: Autóctono, Ad: Adventicio, Ar: Arbustivo, Ha: Herbáceo anual, Hp: Herbáceo perenne.

División	Clado o Clase	Familia	Género	Nombre científico	Origen	Tipo Biológico
Angiospermae	Monocot.	Alstroemeriaceae	*Alstroemeria*	*Alstroemeria parvula* Phil.	En	Hp
	Monocot.	Cyperaceae	*Carex*	*Carex chillanensis* Phil.	Au	Hp
	Monocot.	Cyperaceae	*Carex*	*Carex macloviana* d'Urv.	Au	Hp
	Monocot.	Cyperaceae	*Zameioscirpus*	*Zameioscirpus gaimardiodes* (E. Desv.) Dhooge & Goetgh.	Au	Hp
	Monocot.	Iridaceae	*Olsynium*	*Olsynium philippii* (Klatt) Goldblatt	En	Hp
	Monocot.	Iridaceae	*Solenomelus*	*Solenomelus segethii* (Phil.) Kuntze	Au	Hp
	Monocot.	Juncaceae	*Juncus*	*Juncus bufonius* L.	Au	Ha
	Monocot.	Juncaceae	*Juncus*	*Juncus stipulatus* Nees & Meyen	Au	Hp
	Monocot.	Juncaceae	*Luzula*	*Luzula chilensis* Nees & Meyen ex Kunth	En	Hp
	Monocot.	Juncaceae	*Luzula*	*Luzula parvula* Barros	Au	Hp
	Monocot.	Juncaceae	*Oxychloe*	*Oxychloe bisexualis* Kuntze	Au	Hp
	Monocot.	Juncaceae	*Patosia*	*Patosia clandestina* (Phil.) Buchenau	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Bromus*	*Bromus setifolius* J. Presl	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Deschampsia*	*Deschampsia venustula* Parodi	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Deyeuxia*	*Deyeuxia velutina* Nees & Meyen var. *velutina*	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Festuca*	*Festuca kurtziana* St.-Yves	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Hordeum*	*Hordeum comosum* J. Presl	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Hordeum*	*Hordeum pubiflorum* Hook. f. subsp. *halophilum* (Griseb.) Baden & Bothmer	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Phleum*	*Phleum alpinum* L.	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Poa*	*Poa acinaciphylla* E. Desv.	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Poa*	*Poa gayana* E. Desv.	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Rytidosperma*	*Rytidosperma lechleri* Steud.	Au	Hp
	Monocot.	Poaceae	*Stipa*	*Stipa chrysophylla* E. Desv.	Au	Hp
	Monocot.	Potamogetonaceae	*Stuckenia*	*Stuckenia filiformis* (Pers.) Boehm.	Au	Hp
	Eudicot.	Apiaceae	*Azorella*	*Azorella lycopodioides* Gaudich.	Au	Ar
	Eudicot.	Apiaceae	*Azorella*	*Azorella madreporica* Clos	Au	Ar
	Eudicot.	Apiaceae	*Azorella*	*Azorella ruizii* G.M. Plunkett & A.N. Nicolas	Au	Ar
	Eudicot.	Apiaceae	*Sanicula*	*Sanicula graveolens* Poepp. ex DC.	Au	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Calopappus*	*Calopappus acerosus* Meyen	En	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Chaetanthera*	*Chaetanthera euphrasioides* (DC.) F. Meigen	Au	Ha
	Eudicot.	Asteraceae	*Chaetanthera*	*Chaetanthera renifolia* (J. Remy) Cabrera	En	Ha
	Eudicot.	Asteraceae	*Chaetanthera*	*Chaetanthera sp.*	Au	Ha
	Eudicot.	Asteraceae	*Chuquiraga*	*Chuquiraga oppositifolia* D. Don	Au	Ar

División	Clado o Clase	Familia	Género	Nombre científico	Origen	Tipo Biológico
Angiospermae	Eudicot.	Asteraceae	*Erigeron*	*Erigeron gilliesii* (Hook. & Arn.) Cabrera	Au	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Gnaphalium*	*Gnaphalium sp.*	Au	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Haplopappus*	*Haplopappus anthylloides* Meyen & Walp.	Au	Ar
	Eudicot.	Asteraceae	*Nassauvia*	*Nassauvia cumingii* Hook. & Arn.	Au	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Oriastrum*	*Oriastrum lycopodioides* (J. Remy) Wedd.	En	Ha
	Eudicot.	Asteraceae	*Perezia*	*Perezia carthamoides* (D. Don) Hook. & Arn.	Au	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Perezia*	*Perezia pilifera* (D. Don) Hook. & Arn.	Au	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Senecio*	*Senecio clarioneifolius* J. Remy	Au	Ar
	Eudicot.	Asteraceae	*Senecio*	*Senecio lorentziella* Hicken	Au	Ar
	Eudicot.	Asteraceae	*Senecio*	*Senecio monttianus* J. Remy	En	Ar
	Eudicot.	Asteraceae	*Taraxacum*	*Taraxacum officinale* G. Weber ex F.H. Wigg.	Ad	Hp
	Eudicot.	Asteraceae	*Werneria*	*Werneria pygmaea* Gillies ex Hook. & Arn.	Au	Hp
	Eudicot.	Brassicaceae	*Weberbauera*	*Weberbauera sp.*	Au	Hp
	Eudicot.	Calceolariaceae	*Calceolaria*	*Calceolaria filicaulis* Clos	Au	Hp
	Eudicot.	Calyceraceae	*Nastanthus*	*Nastanthus ventosus* (Meyen) Miers	En	Hp
	Eudicot.	Caryophyllaceae	*Cerastium*	*Cerastium arvense* L.	Ad	Hp
	Eudicot.	Caryophyllaceae	*Cerastium*	*Cerastium humifusum* Cambess.	Au	Hp
	Eudicot.	Caryophyllaceae	*Colobanthus*	*Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl.	Au	Hp
	Eudicot.	Ericaceae	*Empetrum*	*Empetrum rubrum* Vahl ex Willd.	Au	Ar
	Eudicot.	Ericaceae	*Gaultheria*	*Gaultheria caespitosa* Poepp. & Endl.	Au	Ar
	Eudicot.	Fabaceae	*Trifolium*	*Trifolium repens* L.	Ad	Hp
	Eudicot.	Gentianaceae	*Gentiana*	*Gentiana prostrata* Haenke	Au	Ha
	Eudicot.	Hydrophyllaceae	*Phacelia*	*Phacelia sp.*	Au	Hp
	Eudicot.	Loasaceae	*Caiophora*	*Caiophora coronata* (Gillies ex Arn.) Hook. & Arn.	Au	Hp
	Eudicot.	Montiaceae	*Calandrinia*	*Calandrinia affinis* Gillies ex Arn.	Au	Hp
	Eudicot.	Montiaceae	*Cistanthe*	*Cistanthe picta* (Gillies ex Arn.) Carolin ex Hershkovitz	En	Hp
	Eudicot.	Montiaceae	*Montiopsis*	*Montiopsis andicola* (Gillies ex Hook. & Arn.) D.I. Ford	En	Hp
	Eudicot.	Montiaceae	*Montiopsis*	*Montiopsis potentilloides* (Barnéoud) D.I. Ford	En	Hp
	Eudicot.	Onagraceae	*Gayophytum*	*Gayophytum micranthum* Hook. & Arn.	Au	Ha
	Eudicot.	Plantaginaceae	*Plantago*	*Plantago barbata* G. Forst.	Au	Hp
	Eudicot.	Polygonaceae	*Rumex*	*Rumex acetosella* L.	Ad	Hp
	Eudicot.	Rhamnaceae	*Ochetophila*	*Ochetophila nana* (Clos) J. Kellerm., Medán & Aagesen	Au	Ar
	Eudicot.	Rosaceae	*Acaena*	*Acaena pinnatifida* Ruiz & Pav.	Au	Hp
	Eudicot.	Rosaceae	*Tetraglochin*	*Tetraglochin alatum* (Gillies ex Hook. & Arn.) Kuntze	Au	Ar
	Eudicot.	Santalaceae	*Quinchamalium*	*Quinchamalium chilense* Molina	Au	Hp
	Eudicot.	Tropaeolaceae	*Tropaeolum*	*Tropaeolum polyphyllum* Cav.	Au	Hp
Gymnospermae	Gnetopsida	Ephedraceae	*Ephedra*	*Ephedra chilensis* C. Presl	Au	Ar

CAPÍTULO 5 / Sección 2

Antecedentes ecológicos del puma *Puma concolor* (Linneo 1771) en ambientes altoandinos de Chile central

Gabriel Lobos[1], Gianina Tapia[1], Alejandra Alzamora[1], Nicolás Rebolledo[1], Hugo Salinas[1], Juan Carlos Trujillos[1], Gustavo Girón[2] y Rafael Ascanio[3]*

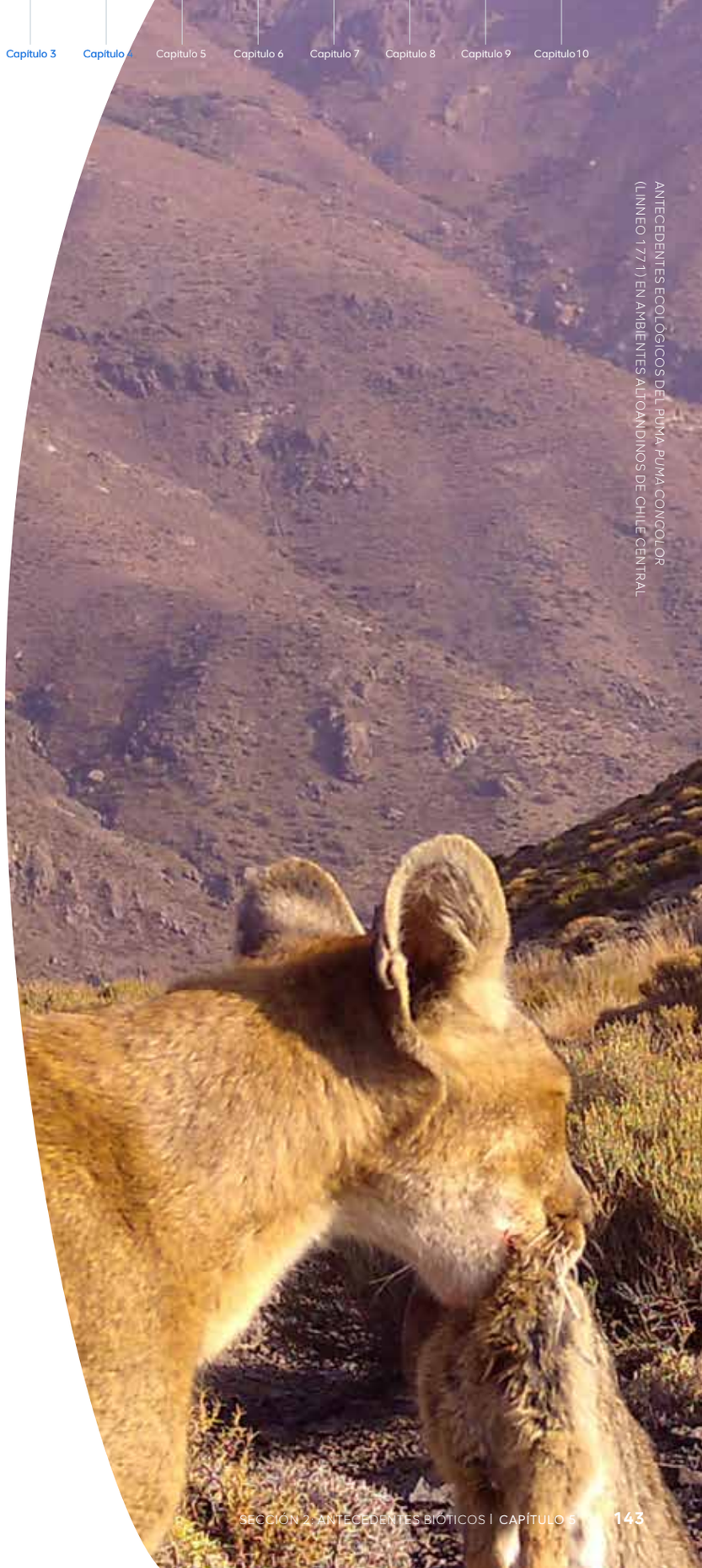
1. Ecodiversidad Consultores. Pasaje Riñihue 1022, Puente Alto, Santiago, Chile.
2.Biota, Gestión y Consultorías Ambientales Ltda., José Miguel Claro 1224 Providencia, Santiago de Chile.
3. Gerencia de Sustentabilidad Anglo American. Isidora Goyenechea 2800 Las Condes, Santiago de Chile.
* galobos@yahoo.com

RESUMEN

El puma es uno de los mamíferos carnívoros más icónicos de los altos Andes, donde representa al predador tope de estos ecosistemas. En este capítulo se presentan los resutados del estudio de la distribución, abundancia y dieta de este felino en la cordillera de Santiago, un área que ha sido afectada por una intensa sequía, en especial en estos últimos 10 años. Los registros por medio de trampas cámaras fueron bajos para el puma, evidenciando su alta elusividad. En cambio, el registro de signos en transectos (huellas, fecas) muestra que el puma presentó una alta representatividad en todas las campañas de muestreo. Gracias a estos resultados se infiere que el puma es el segundo mamífero carnívoro más frecuente en la zona altoandina de Chile central. El análisis de la dieta muestra que los bovinos, ganado doméstico presente en el área de estudio, son una de sus presas importantes. No obstante, el consumo de ganado se podría relacionar también a la detección de cádaveres de ganado doméstico en el área de estudio, como consecuencia de la megasequía que afecta la zona central. Otro mamífero carnívoro, el quique, fue presa del puma, lo que representa una interacción agonista entre carnívoros. El cambio climático y pérdida de hábitat, emergen como las principales amenazas de este felino, y ellas representan un importante desafío para su conservación futura, lo que en gran parte dependerá de las acciones que puedan generar las instituciones estatales, pero también de los privados y comunidades humanas insertas en el territorio del puma.

53 y 72kg
machos
34 y 48kg
hembras
Peso promedio

8 Especies
Mamíferos carnívoros terrestres en Chile Central



1. INTRODUCCIÓN

Los ambientes altoandinos, representan un desafío para la fauna que los habita, en especial por las extremas condiciones invernales que imperan en ellos, lo que obliga la realización de migraciones altitudinales en aquellos que presentan una mayor capacidad de desplazamiento (aves, grandes mamíferos) y el desarrollo de estados metabólicos especiales en aquellos con menor capacidad de dispersión (como la hibernación de anfibios y reptiles).

La composición de mamíferos carnívoros terrestres para Chile central está dada por 8 especies de un total de 13 especies nativas presentes en Chile. Cuatro de ellas son felinos (*Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Leopardus colocola* (Molina, 1782), *Leopardus guigna* (Molina, 1782) y *Leopardus jacobita* (Cornalia, 1865)); dos cánidos (*Lycalopex culpaeus* (Molina, 1782) y *Lycalopex griseus* (Gray, 1837)); un mustélido (*Galictis cuja* (Molina, 1782)) y un mefítido (*Conepatus chinga* (Molina, 1782)) (Osgood, 1943; Péfaur et al., 1968; Miller y Rottman, 1976; Mann, 1978; Pine et al., 1979; Tamayo y Frassinetti, 1980; Rau, 1982; Campos, 1986; Muñoz-Pedreros y Yañez, 2000; Iriarte, 2008). A ellos se debe adicionar la presencia de animales asilvestrados como el gato doméstico (*Felis silvestris catus* (Schreber, 1775)) y el perro (*Canis lupus familiaris* (Linnaeus, 1758)). En términos generales, los mamíferos carnívoros están siendo afectados por la pérdida de hábitat, enfermedades, contaminación y la persecución directa. Al respecto, cabe señalar, que la posición de muchos carnívoros en la cima de las pirámides tróficas los hace raros, poco abundantes y necesitados de grandes territorios, lo que se ha denominado como el "problema de los grandes carnívoros" (Hunter, 2011).

El puma extiende su distribución entre Alaska y el estrecho de Magallanes. En Chile se reconocen cuatro subespecies: *Puma concolor incarum* desde Ecuador a la Región de Antofagasta (desde el nivel del mar a los 5.200 m s.n.m), *Puma concolor puma* desde las regiones de Coquimbo a Valdivia, *Puma concolor araucana* en las regiones de La Araucanía y Los Lagos y *Puma concolor patagonica* en las estepas de Aysén y Magallanes (Iriarte y Jaksic, 2012). Su peso promedio alcanza entre los 53 y 72 kg para los machos y 34 a 48 kg en las hembras. En el país, su hábitat incluye cordilleras, bosques higrófilos, estepas, matorrales y plantaciones artificiales. Suele ser un animal solitario, con rangos de hogar que van entre los 65 a 90 km^2 para los machos y 40 a 80 km^2 para las hembras (Muñoz-Pedreros y Yañez, 2000). Para ambientes más áridos, se han estimado rangos de hogar de 60 km^2, con desplazamientos de hasta 29,4 km lineales en la reserva nacional Sajama en Bolivia (Gallardo et al., 2009).

En relación a su dieta, en el Parque Nacional Sajama (Bolivia, ubicado entre los 4.200 a 6.500 m s.n.m) se registró una mayor predación sobre roedores pequeños y medianos; sin embargo, en términos de biomasa la predación fue mayor sobre vicuñas y, en menor medida, sobre ganado doméstico (Pacheco et al., 2004). En la Patagonia, a pesar de la predación sobre ovinos, la principal presa funcional del puma es el guanaco (Fernández y Baldi, 2014). Para el sur de Chile (Región de Los Lagos), destacó que el principal ítem correspondió a la liebre europea (presa introducida), seguida de un ciervo (pudú), roedores, aves (incluyendo al cisne de cuello negro) y un roedor acuático de talla media (coipo), revelando el reemplazo de presas nativas ante el incremento de la especie exótica (Rau y Jiménez, 2002). En paisajes transformados del sur de Chile, el puma haría un uso selectivo de zonas con plantaciones forestales exóticas y con matorral (Zuñiga et al., 2009). Finalmente, para la zona central del país (SAG, CONAF y CONAMA, 2009), se estableció que el ganado más afectado por grandes carnívoros como el puma eran los caprinos, vacunos y equinos en orden de importancia decreciente, aunque estudios de dietas, mostraron que la principal presa fue la liebre y que el ganado tuvo una baja representatividad.

En el presente estudio se exploran aspectos relativos a la distribución, densidad relativa, interacción con otros carnívoros y dieta del puma, en la zona altoandina de Chile central; en un área donde este felino se encuentra sometido a fuertes presiones antrópicas y a una extensa sequia que ha afectado fuertemente en estos últimos 10 años.

2. METODOLOGÍA

2.1. Área de estudio

Se prospectó un área de 299,89 km^2, en la alta cordillera de la Región Metropolitana de Santiago y un sector adyacente de la Región de Valparaíso, con alturas geográficas que fluctúan entre los 2.242 a 3.178 m s.n.m. Desde un punto de vista vegetacional, la zona es clasificada como un **Área Desprovista de Vegetación, pues presenta una cobertura** vegetacional que no supera el 10% (CIREN, 2013). La misma se caracteriza por presencia de afloramientos rocosos, terrenos sobre el límite altitudinal de la vegetación y derrumbes aún no colonizados por vegetación. Además, es acompañada de vegetación azonal (vegas, bofedales) de baja extensión (Figura 1 y Figura 2).

Figura 1. Área de estudio, ambiente Área Desprovista de Vegetación.

2.2. Diseño de muestreo

Se realizó un muestreo aleatorio, donde se establecieron estaciones con distancias mínimas de 5,5 km entre ellas para garantizar la independencia de los registros. De este modo, el estudio consideró la evaluación de cinco transectos y seis trampas cámaras. Para el estudio se realizaron ocho campañas estacionales, las que correspondieron al verano de 2019 (29 de enero a 2 de febrero), otoño 2019 (22 de abril y 3 de mayo), invierno 2019 (26 de agosto y 3 de septiembre), primavera 2019 (2 al 6 de diciembre y del 16 al 20 de diciembre), verano 2020 (24 de febrero al 5 de marzo), otoño 2020 (27 de mayo y 5 de junio), invierno 2020 (5 a 12 de septiembre) y primavera de 2020 (9 y 16 de diciembre).

2.3. Técnicas de muestreo de carnívoros

2.3.1. Trampas cámaras

Para el estudio se tomó en cuenta la propuesta del protocolo planteado por Kelly et al. (2008) y modificada por Negrões et al. (2010), donde se recomienda que las estaciones de trampas cámaras se ubiquen al menos entre 2 a 3 km de distancia entre sí, con la finalidad de abarcar una superficie mayor al ámbito de hogar de las especies de carnívoros potenciales. Además, se consideró lo indicado por Lagos y Villalobos (2012), en cuanto a utilizar los rangos de hogar conocidos para una especie. De acuerdo a lo anterior, se tomó en cuenta los datos más bajos de ámbito de hogar del puma, por lo que las cámaras se ubicaron a distancias de 5,5 km entre ellas. Cada cámara fue instalada en un ángulo aproximado de 20 a 45° respecto a la trayectoria esperada del animal, a una altura de

Figura 2. Ambiente Área Desprovista de Vegetación, sector Riecillos.

entre 30 a 60 cm del suelo (Reppucci et al., 2012). Se consideró una distancia de entre 2 y 5 m, como punto esperado de cruce del animal, en donde se instaló un atrayente olfativo (PMart Mt. Lion Scent), el que fue reforzado con un segundo atrayente, correspondiente a un tubo de PVC relleno con pollo y jurel. Las cámaras fueron programadas para disparar ráfagas de tres fotografías con un desfase de entre 1 y 5 minutos para cada captura y funcionamiento continuo las 24 horas del día. Las cámaras se chequearon una vez al mes durante el período de muestreo para realizar cambio de pilas, tarjetas y recambio del atrayente olfativo.

En caso de que una misma estación de muestreo tuviese registros consecutivos, se consideró como un nuevo evento de captura a:

- La aparición de una nueva especie.
- Dos o más individuos con rasgos de identificación evidentes y/o,
- un lapso de una hora para un mismo individuo.

De este modo, se representó la presencia de pumas (y otros carnívoros acompañantes) en relación al total de capturas en forma de porcentaje. La abundancia relativa fue expresada como un índice entre el promedio de eventos:

$$\frac{\text{registros}}{\text{total de noches por cámara}} * 100$$

2.3.2. Transectos de huellas y signos

Asociado a cada trampa cámara, se definió un transecto, donde se tomaron registros de los mamíferos carnívoros presentes a partir de huellas, fecas y restos óseos (Muñoz-Pedreros et al., 1995; Thompson et al., 1998; CONAMA, 1996; Aranda 2000; Zuñiga et al., 2009; Hill et al., 2005; Skewes, 2009; Lagos y Villalobos, 2012) (Figura 3). Para la definición de la longitud de los transectos, se consideró lo planteado por Pacheco et al. (2004), donde para puma se sugieren transectos de 2,5 km de largo, dos metros de ancho y separados por al menos cinco kilómetros entre sí. Los transectos fueron recorridos a pie durante las evaluaciones. De este modo, se estimó la abundancia relativa en base a un índice que consideró la proporción de transectos con huellas y fecas de cada especie (independientemente de la cantidad) en relación con el total de transectos. Para evaluar la actividad de los carnívoros, se elaboró un índice que consideró el número de registros de cada especie (fecas), en relación con el total de fecas registradas en el transecto.

2.3.3. Estudio de Dieta

El estudio de las fecas constituye la principal herramienta para el análisis de la dieta de los mamíferos carnívoros (De la Torre y De la Riva, 2009; Fernández y Baldi, 2014). La presencia de pelos, mandíbulas, plumas, pezuñas permite conocer algunos aspectos de la ecología trófica. Dentro de estos análisis, destaca la tricología o estudio de los pelos (Bryce, 1994), pues a partir del análisis microscópico de la cutícula y médula capilar, es posible identificar las presas a nivel específico (Day 1966; Williams, 1938; Arita y Aranda, 1987; Quadros, 2002; Palacios, 2009).

Durante los recorridos por los transectos, se recogieron todas las fecas de pumas, las que fueron identificadas de acuerdo con su forma, tamaño, color y evidencias de otros signos (huellas asociadas). Una vez seleccionadas las fecas, fueron llevadas al laboratorio de Ecodiversidad Consultores, donde fueron lavadas y disgregadas con agua y jabón. Luego, se extrajo una muestra de los pelos para realizar una observación macroscópica (color, presencia de escudos, bandas) y microscópica (cutícula y médula). En el caso de la observación microscópica, los pelos fueron preparados para su observación una vez lavados, decolorados, montados en cubreobjetos y fijados por medio de un barniz. En el caso de restos óseos, se utilizaron claves para la identificación de pequeños mamíferos en el sur de Sudamérica (Reise, 1973; Mann, 1978; Pearson, 1995), las que han sido usadas ampliamente en estudios de fecas y egagrópilas. Junto con los restos óseos, se separaron las semillas, las cuales fueron identificadas por especialistas en flora y vegetación. Finalmente, las fecas fueron secadas en una estufa a 50 °C para su almacenamiento.

Figura 3. Feca de puma en el área de estudio.

La información obtenida se expresó como número de presas (N presas), la abundancia relativa (%N correspondiente a la representación de una presa específica en relación al total de presas expresado en porcentaje) y la frecuencia de ocurrencia (%FO, entendida como el número de fecas que presentaron una presa en relación al total de fecas analizadas, expresado en porcentaje). Las presas detectadas a partir del estudio de pelos fueron contrastadas con la información registrada por las trampas cámaras presentes en cada uno de los transectos donde se colectaron, con el objetivo de validar la información.

3. RESULTADOS

3.1. Trampas Cámaras

3.1.1. Eventos de captura y abundancia relativa

En el área de estudio, el puma ha sido registrado junto a otros carnívoros como el gato colocolo, quique, zorro culpeo y perros. La tasa de registros para el puma fue baja, con ausencia de capturas fotográficas en el verano de 2019 y en ambos inviernos (2019 y 2020) (Tabla 1), a diferencia del zorro culpeo registrado en todos los periodos de muestreo y el gato colocolo; este último registrado en el invierno y verano de 2020. En relación a los registros, el puma fue la segunda especie con mayor presencia (cinco campañas de un total de ocho), seguida de los zorros (presentes en todas las campañas), los perros (cuatro de ocho campañas), el gato colocolo (dos de ocho) y el quique (uno de ocho).

En términos de abundancia relativa (Tabla 2), el puma fue la segunda especie con más registros de capturas/noche (rango 0–1,4 %) (Figura 4), luego del zorro culpeo (Figura 5) (rango: 8,4-42,7%). Mas atrás aparecieron los perros (rango: 0-0,7%), gato colocolo (Figura 6) y quique (Figura 7) (ambos con rango: 0-0,4%).

Tabla 1. Proporción (%) de los registros de carnívoros en base al total de eventos de captura registrados por medio de trampas cámaras.

	Felidae		Canidae		Mustelidae
Épocas	Puma	Gato colocolo	Perro	Zorro culpeo	Quique
Verano 2019	0	0	0	97,96	2,04
Otoño 2019	3,60	0	1,80	94,59	0
Invierno 2019	0	0	0	100	0
Primavera 2019	1,25	0	1,25	97,50	0
Verano 2020	2,15	1,08	4,30	92,47	0
Otoño 2020	1,72	0	3,45	94,83	0
Invierno 2020	0	3,70	0	96,30	0
Primavera 2020	2,13	0	0	97,87	0

Tabla 2. Abundancia relativa en porcentaje (promedio de registros/noches de muestreo) de carnívoros, registrados a partir de trampas cámaras.

	Felidae		Canidae		Mustelidae
Épocas	Puma	Gato colocolo	Perro	Zorro culpeo	Quique
Verano 2019	0	0	0	42,7	0,4
Otoño 2019	1,4	0	0,5	33,3	0
Invierno 2019	0	0	0	15	0
Primavera 2019	0,2	0	0,2	14,3	0
Verano 2020	0,4	0,2	0,7	15,8	0
Otoño 2020	0,2	0	0,4	10	0
Invierno 2020	0	0,4	0	9,1	0
Primavera 2020	0,2	0	0	8,4	0

Figura 4. a) Registro de puma (*Puma concolor*) en sector Los Españoles STP. Época de primavera 2019. **b)** Registro de un puma (*Puma concolor*) en sector STP Laguna Seca alimentándose de una liebre (*Lepus europaeus*). Época de verano 2020.

Figura 5. Registro de zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) en sector STP. Otoño de 2020.

Figura 6. Gato colocolo (*Leopardus colocola*) en sector El Arrayán. Época de invierno 2019 (foto referencial obtenida fuera del área de estudio de este capítulo).

Figura 7. Quique (*Galictis cuja*) en sector Pie Andino, Colina. Primavera 2019 (fotografía referencial, obtenida fuera del área de estudio de este capítulo).

3.2. Transectos

En relación a la abundancia relativa de carnívoros, estimada en base a huellas y fecas, la Tabla 3 muestra que el puma presentó una alta representación a lo largo del año, salvo en la primavera de ambos años, donde sus registros fueron más bajos. Otros carnívoros con un alta abundancia relativa fueron el zorro culpeo (presente en el 100% de los transectos en gran parte del año) y los perros (estos últimos, no fueron registrados en invierno de ambos años ni en primavera de 2020). El gato colocolo presentó una baja representatividad y por esta técnica no hubo registros de quique.

Respecto a la actividad del puma (estimada en base al número de sus fecas en relación al total de fecas de carnívoros), esta fluctuó a lo largo del año, siendo mínima en el verano 2020 y máxima en el invierno de 2020 (rango: 6,19%-54,17%) (Tabla 4). Si bien el zorro culpeo es la especie que presentó mayor actividad en términos generales (rango: 45,83%-90%), el puma lo superó durante las estaciones del primavera de 2019 e invierno de 2020. Los perros presentaron niveles de actividad más bajos en los ambientes de alturas (rango: 0-28,57%), con campañas sin registros, alternado entre meses de verano, invierno y primavera. La actividad del otro felino en esta zona de estudio (gato colocolo), resultó secundaria en relación a la del puma.

Tabla 3. Abundancia relativa de carnívoros en base a fecas y huellas para el periodo de estudio.

Años	Épocas	Felidae		Canidae	
		Gato colocolo	Puma	Perro	Zorro culpeo
2019	Verano	20,0 ± 44,72	60,0 ± 54,77	0	100,0 ± 0,00
	Otoño	0	80,0 ± 44,72	80,0 ± 44,72	100,0 ± 0,00
	Invierno	0	20,0 ± 44,72	40,0 ± 54,77	100,0 ± 0,00
	Primavera	20,0 ± 44,72	80,0 ± 44,72	20,0 ± 44,72	60,0 ± 54,77
2020	Verano	20,0 ± 44,72	40,0 ± 54,77	80,0 ± 44,72	100,0 ± 0,00
	Otoño	20,0 ± 44,72	60,0 ± 54,77	60,0 ± 54,77	100,0 ± 0,00
	Invierno	0	75,0 ± 50,00	0	75,0 ± 50,00
	Primavera	0	20,0 ± 44,72	0	100,0 ± 0,00

Tabla 4. Porcentaje (%) de actividad de carnívoros en el área de estudio en base al registro de fecas por transectos.

Años	Épocas	Felidae		Canidae	
		Gato colocolo	Puma	Perro	Zorro culpeo
2019	Verano	4,00	19,17	0,00	76,83
	Otoño	0,00	22,00	23,00	55,00
	Invierno	0,00	6,67	10,00	83,33
	Primavera	6,67	52,67	6,67	34,00
2020	Verano	2,86	6,19	28,38	62,57
	Otoño	3,33	11,90	28,57	56,19
	Invierno	0,00	54,17	0,00	45,83
	Primavera	0,00	10,00	0,00	90,00

3.3. Dieta del Puma

La dieta del puma, inferida a partir de sus fecas, estuvo constituida por ocho ítems, todos correspondientes a vertebrados. De acuerdo a la Tabla 5, parte importante de la dieta se sostuvo en el uso del ganado y especies exóticas como los conejos (*Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758)) y liebres (*Lepus europaeus* (Pallas, 1778)). Uno de los principales recursos usados por el puma correspondió a ganado bovino, durante todo el año. El resto de los ítems tuvo una representatividad variable a lo largo del período de muestreo. En el caso del quique, se observó una interferencia negativa con el puma, dada por la predación del felino sobre este mustélido en las campañas de verano de 2019 e invierno de 2019. En los periodos más críticos del año (invierno), la dieta se sustentó en el consumo de bovino (*Bos taurus* (Linnaeus, 1758)), liebre, quique, equinos (*Equus caballus* (Linnaeus, 1758)) y vizcacha (*Lagidium viscacia* (Molina, 1782)). Mediante el análisis de dieta aplicado (estudio de pelos), no fue posible inferir si el puma cazó al ganado, o bien, consumió animales ya muertos (carroña).

Tabla 5. Dieta estacional del puma en el área de estudio.

PRESAS	Áreas desprovistas de vegetación															
	Verano 2019		Otoño 2019		Invierno 2019		Primavera 2019		Verano 2020		Otoño 2020		Invierno 2020		Primavera 2020	
	%N	%FO	%N	%FO	%N	%FO	%N	%FO	%N	%FO	%N	%FO	%N	%FO	%N	%FO
Equinos	0	0	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	25	25	0	0
Caprinos	12,5	16,7	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Conejo	12,5	16,7	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0
Liebre	0	0	0	0	33,3	33,3	0	0	50	50	50	100	25	25	50	50
Quique	25	33,3	0	0	33,3	33,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bovinos	37,5	50	50	50	33,3	33,3	50	50	50	50	50	100	25	25	50	50
Vizcacha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	25	0	0
Ave sp.	12,5	16,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4. DISCUSIÓN

En los ambientes de altura de nuestra zona de estudio, el gremio de los mamíferos carnívoros estuvo representado por dos felinos, dos cánidos y un mustélido; de ellos, el perro corresponde a una especie no nativa y su presencia se asocia al hombre (ganaderos, arrieros) y a algunas jaurías asilvestradas que deambulan por las zonas cordilleranas. Esta composición de mamíferos carnívoros fue ratificada, tanto por las trampas cámaras, como por los rastros identificados en los transectos.

En las trampas cámaras, la especie que presentó la mayor cantidad de registros correspondió al zorro culpeo, lo que puede estar evidenciando una mayor abundancia de esta especie en el área. Sin embargo, cabe mencionar que estos animales suelen ser atraídos por las cámaras, donde incluso es posible observarlos jugando con los dispositivos y atractores. En el caso del puma, sus registros en las cámaras fueron más bajos, en relación a los zorros, pero mayores en relación a los perros, quique y gato colocolo. Al respecto, los pumas presentan amplios rangos de hogar, lo que hace menos probable que un animal cruce por delante de una cámara. Por otra parte, el registro de signos en los transectos (huellas, fecas) muestra que el puma presentó una alta representatividad en todas las campañas de muestreo, siendo algo más baja en las dos campañas de primavera, y solo superado por el zorro culpeo. De este modo, el puma, es el segundo mamífero carnívoro más frecuente en la alta montaña de nuestra área de estudio. Los resultados mostraron, además, que es una especie secretiva (de difícil detección; incluso para las cámaras) y que su actividad es más alta cuando se analiza evidencia indirecta como son los registros de huellas y fecas. En relación a la actividad del puma (estimada en base al número de sus fecas en relación al total de fecas de carnívoros), esta mostró un rango que fluctuó a lo largo del año, siendo mínima en verano 2020 y máxima en invierno de 2020 (rango: 6,19% – 54,17%), siendo incluso mayor a la actividad del zorro culpeo durante el muestreo del verano de 2019 e invierno de 2020.

Por otra parte, el puma es el carnívoro terrestre de mayor tamaño en el país y en términos de conservación, la especie es percibida como nociva por los ganaderos. En este sentido, se han propuesto medidas como un mejor manejo del ganado, prácticas de condicionamiento negativo al ofrecer presas con mal sabor, destacar con sellos verdes a los productos ganaderos provenientes de zonas con manejo del puma, desarrollar el turismo especializado y remunerar las pérdidas de los ganaderos (Gallardo et al., 2009). Lo anterior es relevante, si se considera que, debido a los amplios rangos de hogar de esta especie, gran parte de su distribución ocurre fuera de áreas protegidas, donde se genera un importante conflicto con los humanos y sus actividades económicas (Sepúlveda et al., 1997). En Chile, en los últimos años ha habido un incremento en el reporte de registros de pumas cercanos a áreas pobladas por humanos, como ha sido el caso de la ciudad de Santiago y diversos poblados de la Región del Libertador Bernardo O'Higgins (Ramírez-Álvarez et al., 2021); donde se ha propuesto como posibles causas a la escasez de presas producto de la megasequía que afecta a Chile central, a una mayor intervención industrial en los altos Andes del sector, a un incremento en el tamaño de las poblaciones de puma por aplicación de medidas de protección (prohibición de caza), mejores métodos de detección (trampas cámaras), incremento de personas con interés por la naturaleza (montañistas, fotógrafos) y el efecto de las redes sociales en la propagación de la información. En contraste, en áreas donde la población humana ha decrecido (como sucede con numerosos poblados del altiplano del norte de Chile), la percepción del riesgo que representa el puma para el ganado ha disminuido en los últimos años, en muchos casos asociados a práctica de vigilancia de los animales en sus áreas de pastoreo (Ohrens et al., 2016), indicando la posibilidad de compatibilizar las actividades ganaderas y la presencia de grandes carnívoros. En este contexto, un estudio en los llanos de Venezuela, concluyó que el puma realizó más ataques al ganado en relación al jaguar, pero principalmente en zonas con baja disponibilidad de presas (Polisar et al., 2003). Los mismos autores indicaron que los factores que influyen en estos ataques, fueron las conductas innatas y aprendidas, estado de salud del felino, el tipo de práctica de manejo del ganado y abundancia de presas. El puma es descrito como un depredador oportunista y que basa su dieta en ungulados, pero puede alimentarse de cualquier presa disponible (Iriarte et al., 1990). No es inusual entonces, que los resultados observados en nuestra área de estudio, se relacionen con ganado doméstico y especies exóticas. Sunquist y Sunquist (1989) describieron que entre las diferentes clases de tamaño de presas disponibles localmente, los pumas generalmente optan por la presa más grande. En nuestro estudio, los bovinos fueron detectados como una de las presas importantes. No obstante, el consumo de ganado se podría relacionar también, a la detección de cádaveres de ganado doméstico en los transectos estudiados en todas las temporadas, como consecuencia de la megasequía que afecta la zona central, la que impulsó incluso, el traslado de 400 cabezas de ganado al sur del país por la falta de alimento. Por otra parte, Rau y Jiménez (2002) describieron la dieta de los pumas de forma decreciente en: lagomorfos, ungulados, roedores, aves y marsupiales, destacando que la gran abundancia de liebres europeas ha reemplazado a los pudúes como la presa principal del puma en los ambientes de bosques sureños. Con respecto al quique como presa del puma, ella representa una interacción agonista entre carnívoros. La evidencia muestras que estas interacciones son más comunes de lo que suponemos, lo que ha sido descrito, por ejemplo, para la interacción negativa entre zorro culpeo y el quique en Chile, las que se ven acrecentadas por la extrema sequía (Lobos et al., 2020).

A partir del año 2010, Chile central se ha visto inmerso en un periodo de extrema sequía, presentando una alta variabilidad inter-anual de las precipitaciones, debido parcialmente a la ocurrencia de eventos de El Niño - Oscilación del Sur (ENOS), con una tendencia a la sequía que ha venido acentuándose desde fines de los años setenta (Quintana y Aceituno, 2012; Masiokas et al., 2010; Boisier et al., 2018) y a un déficit de lluvias que ha presentado una secuencia ininterrumpida de años secos en los últimos 10 años. En este escenario de cambio climático, se prevee que los mamíferos deberán cambiar sus distribuciones hacia ambientes más favorables (tanto en latitud como en altitud) y que especies endémicas (distribuciones por lo general pequeñas) disminuyan sus áreas de ocupación (Águado-Bautista y Escalante, 2015; Santos-Moreno et al., 2016). El análisis de registros fósiles de mamíferos, muestra que a diferentes escalas temporales, se predice en primer lugar cambios en las poblaciones de las especies (selección de algunos fenotipos, cambios en densidad), luego en sus distribuciones actuales, seguido por eventos de extinción y aparición de nuevas especies por procesos de especiación; sin embargo, la secuencia de cambios señalados no considera el impacto que otras acciones humanas pueden tener sobre la biodiversidad, tales como la pérdida de hábitat e introducción de especies (Barnosky et al., 2003).

En el caso de nuestra área de estudio, los grandes carnívoros podrían verse afectados por una menor disponibilidad de presas y un incremento del conflicto ganadero-animal, por lo que el conocimiento de estas especies es esencial para diseñar estrategias de conservación en un adecuado contexto biológico social.

5. CONCLUSIÓN

El puma representa al predador tope de los altos Andes, e históricamente ha sido percibido como nocivo por los ganaderos debido al daño que podría ocasionar a sus animales. Sin embargo, las poblaciones de este felino se encuentran fuertemente presionadas por la pérdida de hábitat, la pérdida de sus presas originales (grandes herbívoros) y la caza furtiva. En este contexto, resulta prioritario establecer políticas de conservación que emanen de la interacción público–privada, con un fuerte énfasis en las comunidades humanas que se encuentran insertas en el territorio del león de montaña.

REFERENCIAS

Águado-Bautista, O., y Escalante, T. (2015). Cambio en los patrones de endemismo de los mamíferos terrestres de México por el calentamiento global. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 86*, 99-110.

Aranda, J. M. (2000). *Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México*. Instituto de Ecología A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. Tlalpan, México.

Arita, H. T., y Aranda, M. (1987). *Técnicas para el estudio y clasificación de los pelos*. Cuadernos de divulgación INIREB N° 32, INIREB. Xalapa, Veracruz, México.

Barnosky, A. D., Hadly, E. A., y Bell, C. J. (2003). Mammalian response to global warming on varied temporal scales. *Journal of Mammalogy, 84* (2), 354-368.

Boisier, J. P., Alvarez-Garreton, C., Cordero, R. R., Damian, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M., y Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in CentralSouthern Chile evidenced by long term observations and climate model simulations. *Elementa: Science of the Anthropocene, 6*, 74.

Bryce, J. R. (1994). Identification of the hairs of three Asian commensal mammals: *Suncus murinus, Bandicota bengalensis*, and *Rattus exulans*. *Journal of AOAC International, 77*(2), 403-410. https://doi.org/10.1093/jaoac/77.2.403

Campos, H. (1986). *Mamíferos Terrestres de Chile*. Marisa Cuneo Ediciones. Valdivia, Chile.

Centro de Información de Recursos Naturales -CIREN. (2013). *Informe Técnico Final, Proyecto monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de bosque nativo en las regiones de Valparaíso, Metropolitana y Libertador Bernardo O´Higgins*. Corporación Nacional Forestal (CONAF).

Comisión Nacional del Medio Ambiente. CONAMA. (1996). *Metodologías para la caracterización de la calidad ambiental*. Comisión Nacional del Medio Ambiente.

Day, M. (1966). Identification of hair and feather remains in the gut and feces of stoat and weasels. *Journal of Zoology, 148*(2), 201-217. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1966.tb02948.x

De La Torre, J. A., y De La Riva, G. (2009). Food habits of pumas (*Puma concolor*) in a semiarid region of central México. *Mastozoología Neotropical, 16*(1), 211-216.

Fernández, C., y Baldi, R. (2014). Hábitos alimentarios del puma (*Puma concolor*) e incidencia de la depredación en la mortandad de guanacos (*Lama guanicoe*) en el noreste de la Patagonia. *Mastozoología Neotropical, 21*(2), 331-338.

Gallardo, G., Nuñez, A., Pacheco, L., y Ruiz-García, M. (2009). Conservación del Puma en el Parque Nacional Sajama (Bolivia): estado poblacional y alternativas de manejo. *Mastozoología Neotropical, 16*(1), 59-67.

Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., y Shaw, P. (2005). *Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.

Hunter, L. (2011). *Carnivores of the world*. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey, Estados Unidos.

Iriarte, A., y Jaksic, F. (2012). *Los carnívoros de Chile*. Ediciones Flora y Fauna Chile y CASEB Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Iriarte, A. (2008). *Mamíferos de Chile*. Lynx Edicions. Barcelona, España.

Iriarte, J. A., Franklin, W. L., Johnson, W. E., y Redford, K. H. (1990). Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia, 85*(2), 185-190. https://doi.org/10.1007/BF00319400

Kelly, M. J., Noss, A. J., Di Bitetti, M. S., Maffei, L., Arispe, R. L., Paviolo, A., De Angelo, C. D., y Dl Blanco, Y. E. (2008). Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina and Belize. *Journal of Mammalogy, 89*(2), 408-418. https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-424R.1

Lagos, N., y Villalobos, R. (2012). Técnicas de estudio de carnívoros terrestres. En A. Iriarte, y F. Jaksic (Ed.), *Los Carnívoros de Chile* (pp. 57-84). Ediciones Flora & Fauna Chile y CASEB Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Lobos, G., Tapia, G., Alzamora, A., Rebolledo, N., Salinas, H., Trujillo, J. C., Girón, G., y Ascanio, R. (2020). Dieta del zorro culpeo *Lycalopex culpaeus* (Molina, 1782) durante la megasequía de Chile central: Rol del ganado y evidencia de una alta integración trófica entre mamíferos carnívoros. *Mastozoologia*

Neotropical, 27(2):001-009. https://doi.org/10.31687/saremMN.20.27.2.0.10.

Mann, G. (1978). Los pequeños Mamíferos de Chile. *Gayana Zoología, 40*, 1-342.

Masiokas, M. H., Villalba, R., Luckman, B. H., y Mauget, S. (2010). Intra- to Multidecadal Variations of Snowpack and Streamflow Records in the Andes of Chile and Argentina between 30° and 37°S. *Journal of Hydrometeorology, 11*(3), 822–831. https://doi.org/10.1175/2010JHM1191.1

Miller, S. D., y Rottman, J. (1976). *Guía para el reconocimiento de Mamíferos Chilenos*. Editorial Gabriela Mistral. Santiago, Chile.

Muñoz–Pedreros, y A., Yáñez, J. (2000). *Mamíferos de Chile*. CEA ediciones. Valdivia, Chile.

Muñoz-Pedreros, A., Rau, J., Valdebenito, M., Quintana, V., y Martinez, D. (1995). Densidad relativa de pumas (*Felis concolor*) en un ecosistema forestal del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural, 68*, 501-507.

Negrões, N., Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C., Revilla, E., Fonseca, C., Sollman, R., Torres, N. M., Furtado, M. M., Jacomo, A. T., y Silveira, L. (2010). Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. The *Journal of Wildlife Management, 74*(6), 1195-1203. https://doi.org/10.1111/j.1937-2817.2010.tb01240.x

Ohrens, O., Treves, y A., Bonacic C. (2016). Relationship between rural depopulation and puma-human conflict in the high Andes of Chile. *Environmental Conservation, 43*(1), 24-33. https://doi.org/10.1017/S0376892915000259

Osgood, W. H. (1943). The Mammals of Chile. *Field Museum of Natural History, Zoology Series, 30*, 1-268.

Pacheco, L., Gallardo, y G., Nuñez, A. (2004). Diseño de un programa de monitoreo para puma y zorro en el Altiplano. *Ecología en Bolivia, 39*(2), 21-32.

Pacheco, L., Lucero, A., y Villca, M. (2004). Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia y su conflicto con la ganadería. *Ecología en Bolivia, 39*(1), 75-83.

Palacios, L. (2009). *Guía de pelos para la identificación de los mamíferos de la provincia de Misiones, Argentina* (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.

Pearson, O. P. (1995). Annotated keys for identifying small mammals living in or near Nahuel Huapi National Park or Lanin National Park, southern Argentina. *Mastozoología Neotropical, 2*(2), 99-148.

Péfaur, J., Hermosilla, W., Di Castri, F., González, R., y Salinas, F. (1968). Estudio preliminar de mamíferos silvestres chilenos: Su distribución, valor económico e importancia. *Revista de la Sociedad de Medicina Veterinaria de Chile, 18*, 3-15.

Pine, R. H., Miller, S. D., y Schmberger, M. L. (1979). Contributions to the mammalogy of Chile. *Mammalia, 43*(3), 339-376.

Polisar, J., Maxit, I., Scognamilla, D., Farrel, L., Sunquist, M., y Eisenberg, J. (2003). Jaguar, pumas, their prey base and cattle ranching, ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation, 109*(2), 297-310.https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00157-X

Quadros, J. (2002). Identificação microscópica de pelos de mamíferos brasileiros e sua aplicação no estudo de dieta de carnívoros (Tesis de doctorado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Quintana, J. M., y Aceituno, P. (2012). Changes in the rainfall regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43º S. *Atmósfera, 25*(1), 1-22.

Rau, J., Jiménez, J. (2002). Diet of Puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in Coastal and Andean Ranges of Southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment, 37*(3), 201-205.

Rau, J. (1982). Situación de la bibliografía e información relativa a mamíferos chilenos. *Publicación ocasional, Museo Nacional de Historia Natural, Chile, 38*, 29-51.

Ramírez-Álvarez, D., y Napolitano, C., Salgado, I. (2021). Puma (*Puma concolor*) in the neighborhood? Records near human settlements and insights into human-carnivore coexistence in central Chile. *Animals, 11*, 965. https://doi.org/10.3390/ani11040965

Reise, D. (1973). Clave para la determinación de los cráneos de marsupiales y roedores chilenos. *Gayana Zoología, 27*, 1-20.

Reppucci, J., Tellaeche, C y Lucherini, M. (2012). *Manual de trampeo fotográfico en los Altos Andes*. Alianza Gato Andino. Bahía Blanca, Argentina.

Santos-Moreno, A., yAldape-López, C. T., Bénitez-Díaz, C., y Martínez-Coronel, M. (2016). Ampliación del limite superior de distribución altitudinal de tres especies de mamíferos en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 87*, 267-269.

Sepúlveda, C., Moreira, A., y Villaroel, P. (1997). Conservación biológica fuera de las áreas silvestres protegidas. *Ambiente y Desarrollo, 12*, 48-58.

Skewes, O. (2009). *Manual de huellas de mamíferos silvestres de Chile*. Imprenta La Discusión. Chillán, Chile.

Sunquist, M. E., y Sunquist, F. C. (1989). Ecological constraints on predation by large felids. En J. Gittleman (Ed.), *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*, pp. 283–301. Cornell University Press. Nueva York, Estados Unidos.

Tamayo, M., y Frassinetti, D. (1980). Catálogo de los mamíferos fósiles y vivientes de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile 37*, 323-399.

Thompson, W. L., White, G. C., Gowan, C. H. (1998). *Monitoring Vertebrate Populations*. Academic Press. Cambridge, Massachusetts, Estados Unidos.

Williams, C. S. (1938). Aids to the identification of mole and shrew hairs with general comments on hair structure and hair determination. *Journal of Wildlife Management, 2*(4), 239-250.

Zuñiga, A., Muñoz-Pedreros, A., y Fierro, A. (2009). Uso de hábitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. Gayana, 73(2), 200-210. http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382009000200004

GLOSARIO

Mamíferos carnívoros terrestres: comprende a orden de mamíferos terrestres, donde se incluyen felinos (gatos), cánidos (zorros y perros), mefítidos (chingues) y mustélidos (quique, nutrias). Todas estas especies, tienen en común, que se han adaptado a una dieta basada en el consumo de carne.

Animales asilvestrados: todo ejemplar de cualquier especie animal, que no corresponda a una especie nativa, exeptuando a los animales domésticos, mientras estos últimos conserven la costumbre de volver al amparo o dependencia del hombre (Ley de Caza 19.473).

Trampas cámaras: dispositivos que permiten la captura de imágenes de animales, por medio de su activación por detectores de movimiento o de calor. Estos equipos son ideales para el estudio de especies de difícil detección y pueden estar operativas en el campo por largo plazo (meses).

Atrayente olfativo: sustancia que imita olores que juegan un rol relevante en el comportamiento animal. Así por ejemplo, para animales territoriales (mamíferos carnívoros) se usan sustancias que imitan a la orina (usada para marcar territorios) o secreciones de las glándulas anales que también son usadas para delimitar territorios y atraer a las hembras en época de reproducción.

Tricología: del griego *tricho* (pelos) y *logia* (estudio). Es una disciplina que estudia los pelos, el que corresponde a una proteína que emerge de la superficie de la piel (folículos pilosos). En estudios de ecología, el análisis de pelos (tanto de su estructura interna o médula como la parte externa o cutícula), permite identificar a las especies que estos pertenecen, pues la mayoría de las especies presentan patrones específicos en su estructura capilar.

CAPÍTULO 6 / Sección 2

Propagación, producción y establecimiento de especies leñosas de alta montaña con fines de restauración

Carlos Magni[1], Iván Grez[1], Eduardo Martínez H[1], Betsabé Abarca[1], Suraj Vaswani[1], Nicole Toro[1], Angela Faúndez[1]*

1. Centro Productor de Semillas y Árboles Forestales (CESAF). Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile. Avenida Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago, Chile.
**crmagni@uchile.cl*

RESUMEN

La propagación, producción y establecimiento de especies leñosas en la alta montaña con fines de restauración es un tema poco investigado y desarrollado. Además, son escasas las revisiones referidas a la ecología, ecofisiología de semillas o propagación de especies que componen los cortejos florísticos altoandinos de Chile central. Este capítulo muestra los esfuerzos desarrollados por el Centro Productor de Semillas y Árboles Forestales de la Universidad de Chile para generar un sistema que contribuya a los esfuerzos de restauración en la cuenca alta del río Mapocho, a través de la colecta, propagación, producción y plantación de especies propias de ambientes de montaña.

Los resultados muestran que, si bien los antecedentes sobre la ecología reproductiva de las plantas altoandinas para desarrollar mejores prácticas de propagación y plantación son escasos, se ha avanzado suficiente para entender como las nuevas condiciones climáticas influencian los procesos de restauración activa. Estas primeras observaciones y sucesivas campañas de prospección y colecta para las especies de interés de este capítulo han logrado identificar los patrones fenológicos y su interacción con el ambiente, lo que constituye un primer paso para entender los procesos de repoblamiento. Esto entrega una importante información de base para desarrollar estas actividades en forma exitosa.

80%
de las especies estudiadas tienen una dificultad de propagación media o alta.

30-70%
Éxito de métodos pregerminativos:
Remojo de semillas en agua a temperatura ambiente: 30 a 70% en *C. odorifera, G. trinervis* y *S. polygamus*

Estratificación fría:
C. oppositifolia, E. chilensis, K. angustifolia, K. oblonga, S. ligustrinum y *T. alatum*

18%
Éxito de enraizamiento
de esquejes en vivero

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de montaña son frágiles, complejos y diversos tanto desde un punto de vista cultural como ambiental, entregando una importante cantidad de servicios ecosistémicos (Spehn et al., 2005) y, debido al escenario de cambio climático actual, han sido clasificados como uno de los ecosistemas más comprometidos en su desarrollo (Körner, 2000). Por otra parte, sin duda las actividades antrópicas los han afectado y es tiempo de considerar dichas actividades en un contexto de cambio global, pues los impactos serán exacerbados y las dinámicas naturales negativas acentuadas.

En este escenario, se hace imperativo aumentar el nivel de conocimiento sobre el desarrollo de buenas prácticas para revertir o reducir el efecto de los procesos naturales y antrópicos que afectan dichos ecosistemas. En particular, la cantidad de información para desarrollar procesos de restauración activa son escasos, al igual que los antecedentes sobre las especies leñosas altoandinas, para su propagación, plantación y posterior establecimiento (Smith-Ramírez et al., 2015; Bannister et al., 2018). La propagación y producción de especies leñosas, además de su plantación y establecimiento son un desafío constante en las especies nativas, que conlleva a un bajo nivel de desarrollo y utilización; por otra parte, entender los procesos subyacentes de estos ambientes ayuda a mejorar los procesos de propagación y, al mismo tiempo, cumplir los compromisos ambientales que contraen las empresas frente a las actividades de mitigación, restauración y compensación como la revegetación e investigación.

Dado lo anterior, en este capítulo se abordarán opciones de buenas prácticas que considerarán desde una breve descripción de las especies de interés, pasando por su colecta y apresto de semillas, hasta su posterior propagación y técnicas especiales de plantación. La información de las especies alto andinas leñosas que se presentan a continuación tiene el objetivo de mostrar su gran variación morfológica, lo que impacta en los procesos posteriores de colecta a plantación.

Por último, se debe considerar que cualquier intervención en ambientes montañosos por definición es compleja, aunque esta tenga como objetivos planes de cumplimientos ambientales, restauración y/o conservación.

2. PROPAGACIÓN Y PRODUCCIÓN DE ESPECIES ALTOANDINAS LEÑOSAS

La reproducción de las especies es el mecanismo natural que las plantas emplean para dispersarse y perpetuarse en el tiempo (Quiroz et al., 2001). La propagación y producción de especies leñosas es un desafío constante en las especies nativas, pues el nivel de conocimientos puede desarrollarse aún más y el entender estos procesos ayuda para cumplir los compromisos ambientales que contraen las empresas frente a las actividades de mitigación, restauración y compensación como la revegetación e investigación.

A través del tiempo, se han realizado diversos esfuerzos en relación con la investigación de la propagación de especies nativas, como aquellas realizadas por Acuña (2001) o recopiladas por Donoso (2013), sin embargo, pocas son las investigaciones o revisiones referidas a la ecología, ecofisiología de semillas o propagación de especies que componen los cortejos florísticos altoandinos, recalcando en sus estudios que la información es escasa y los esfuerzos son muy limitados (Figueroa et al., 2004; Mersey et al., 2015).

El manejo y conservación de especies que habitan ambientes rigurosos presentan características que necesitan ser analizadas para entender y poder gestionar las acciones referidas a su conservación. En el caso específico de la propagación, es necesario comprender desde los eventos de reproducción como es la floración y fructificación, hasta los procesos de polinización, dispersión y formación de banco de semillas (Körner, 2003; Figueroa et al., 2004). El entender si las floraciones son tardías, si las semillas presentan latencias asociadas o la forma de dispersión de sus propágulos entregarían herramientas muy valiosas para la flora de los pisos vegetacionales de altura.

Dentro de estos proyectos y estudios, las especies altoandinas presentan grandes desafíos, pues hasta la fecha cuentan con estudios escasos y de información limitada. Por tanto, generar evidencia confiable basada en ensayos y pruebas en campo es uno de los objetivos planteados en las investigaciones para reducir las incertidumbres que hasta la fecha rodean a estas formaciones vegetacionales y a las especies que la conforman (Peñaloza et al., 2001; Jordan et al., 2010; de la Fuente et al., 2011; Mersey et al., 2015; Rojas, 2019).

En adelante, se entregarán antecedentes sobre las especies de los estratos andinos o cordilleranos y de aquellas cuyo rango de distribución se amplía hacia aquellas zonas, conformando especies acompañantes de relevancia. Las especies consideradas para este estudio fueron *Colliguaja odorifera* (Mol.) (colliguay), *Chuquiraga oppositifolia* (D. Don.) (hierba blanca), *Ephedra chilensis* (K. Presl.) (pingo-pingo), *Fabiana imbricata* (Ruiz & Pav.) (pichi romero), *Guindilia trinervis* (Gillies ex Hook. et Arn.) (guindilla), *Kageneckia angustifolia* (D. Don.) (frangel), *Kageneckia oblonga* (Ruiz & Pav.) (bollén), *Schinus polygamus* ((Cav.) Cabr.) (huingán), *Solanum ligustrinum* (Lood.) (natre) y *Tetraglochin alatum* (Gillies ex Hook. et Arn.) (horizonte). En la Tabla 1, se muestran las especies nombradas anteriormente en conjunto con el nivel de dificultad y el detalle de esta.

En general, las especies estudiadas presentaron un nivel medio a alto de dificultad, siendo un patrón transversal para el éxito de la propagación la disponibilidad de semillas viables en las poblaciones naturales y la incertidumbre de los procesos germinativos, lo cual va de la mano con la calidad de los lotes colectados.

Las especies catalogadas con una baja dificultad de propagación, como es el caso de colliguay y huingán, se explican por una disponibilidad constante de semillas en los períodos reproductivos, baja dificultad de tratamientos pregerminativos y un buen porcentaje natural de germinación. Cabe destacar, que estas características corresponden a patrones generales de las especies descritas, puesto que cada población y lote colectado presenta particularidades y calidades distintas que pueden hacer más o menos difícil los procesos de propagación.

Tabla 1. Dificultad en la propagación de algunas especies andinas de la zona central de Chile según complejidad.

Nombre científico	Nombre común	Dificultad de propagación	Tipo de complejidad
Colliguaja odorifera	colliguay	Bajo	Disponibilidad de semillas en poblaciones naturales.
Chuquiraga oppositifolia	hierba blanca	Alto	Disponibilidad de semillas viables en las poblaciones naturales; porcentaje de germinación diferencial entre lotes de colecta; labores de vivero (repique); propagación vegetativa dependiente de material colectado en poblaciones naturales.
Ephedra chilensis	pingo-pingo	Medio	Disponibilidad de semillas; propagación vegetativa dependiente de material colectado en poblaciones naturales.
Fabiana imbricata	pichi romero	Alto	Disponibilidad de semillas viables en las poblaciones naturales; porcentaje de germinación diferencial entre lotes de colecta; labores de vivero (repique); propagación vegetativa dependiente de material colectado en poblaciones naturales.
Guindilia trinervis	guindilla	Medio	Disponibilidad de semillas en poblaciones naturales.
Kageneckia angustifolia	frangel	Medio	Disponibilidad de semillas en poblaciones naturales; cuidados en vivero.
Kageneckia oblonga	bollén	Medio	Disponibilidad y calidad de semillas en poblaciones naturales.
Schinus polygamus	huingán	Bajo	N/A
Solanum ligustrinum	natre	Medio	Porcentajes de germinación diferenciales en lotes colectados.
Tetraglochin alatum	horizonte	Medio	Calidad de lote de semilla colectado; porcentaje de germinación diferencial entre lotes.

N/A = no aplica.

PRINCIPALES DIFICULTADES DE LA PROSPECCIÓN Y COLECTA DE PROPÁGULOS

MEGASEQUÍA: Las temporadas de sequía, que año a año repercuten en la flora nativa, tienen mayor relevancia en los climas de condiciones extremas, como son aquellos de tipo andino (Figueroa et al., 2004). En particular, causan modificaciones al crecimiento y desarrollo de las plantas. Esto se evidencia en la generación de tejido adecuado para la propagación vegetativa, el aborto o baja generación de flores, el no cuaje de frutos o simplemente la nula reproducción.

DIFERENCIACIÓN DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS: también se ha observado que, debido a que las especies altoandinas se desenvuelven en ambientes extremos desde el punto de vista climático, el desarrollo de sus etapas como el crecimiento vegetativo, elongación de ramas o procesos reproductivos se genera de forma mucho más lenta y añera comparadas con otras especies de climas o micrositios más favorables, o simplemente no ocurren de forma cíclica anualmente (Mersey et al., 2015).

HERBIVORÍA: debido a que en los climas andinos la disponibilidad de alimento para la fauna y microfauna es limitado, existe una gran presión de herbívora sobre las especies que presentan tejidos vegetales o reproductivos (semillas/frutos) palatables, lo cual se ha observado constantemente en las prospecciones realizadas. Ejemplo de esto es el ramoneo a ramas de pingo-pingo, la predación de sus frutos (que poseen un arilo carnoso) o la infestación de las flores y frutos de hierba blanca por insectos. A esto, se debe añadir la reiterada intrusión de ganado, especialmente en la época estival (veranadas).

Ejemplo del estado de las formaciones vegetales de la zona central sometida a la megasequía. Tiltil, enero 2020.

El actual período de megasequía ha moldeado procesos biológicos y, en particular fenológicos de las especies, los que toman gran relevancia durante su etapa reproductiva (Vilhar et al., 2013). La mayoría de las especies, debido a los cortos inviernos, las escasas precipitaciones y el aumento gradual de las temperaturas promedio, sobre todo en verano, han experimentado ausencia de sus procesos naturales de reproducción o, si llegan a realizarlos, mala calidad de propágulos (Roberts et al., 2015). Ejemplo de lo anterior es el caso de colliguay, que es una especie sin complicaciones para su propagación, pero que hace varios años ha mostrado períodos de intermitencia e incertidumbre en sus procesos reproductivos, generando anualmente flores de ambos sexos, pero en muchas ocasiones, no concretando el proceso de formación de fruto o término de la maduración de estos, por lo que la producción de plantas queda al alero de la disponibilidad de sus semillas en las poblaciones naturales.

Por otro lado, existen otras especies que prefieren evitar el excesivo gasto energético que requiere la reproducción, empleando su energía remanente en el manteniendo de sus órganos y tejidos vegetativos activos, saltándose la etapa de generación de propágulos. En situaciones más críticas, como es el caso de las especies hidrófilas (o higrófilas), se ha observado el sacrificio de la totalidad de sus órganos fotosintéticos (hojas, follaje), la desecación irreversible del vástago principal por cavitación e incluso la muerte completa de individuos al no contar con recursos suficientes para su sobrevivencia y posterior regeneración vegetativa.

A continuación, se desarrollan los conceptos más importantes acerca de la investigación realizada en especies leñosas altoandinas, considerando desde los procesos de prospección y colecta de propágulos hasta los resultados obtenidos en los estudios de propagación y producción de plantas.

2.1. Prospección y esfuerzos de colecta

Las observaciones realizadas en las actividades de prospección son esenciales para la priorización de recursos y esfuerzos en la etapa de colecta de propágulos. En general, las visitas a campo y las observaciones a los estados fisiológicos y biológicos de las plantas no se contemplan en las actividades de colecta, lo cual conlleva muchas veces a fracasos en la obtención de material para la propagación o inversión de recursos y esfuerzos en vano.

En el caso de las especies altoandinas, el observar y reconocer las posibles plantas semilleras es indispensable, debido a que toda información obtenida llevará a concentrar esfuerzos en aquellos individuos semilleros que pueden ser colectados bajo el principio de "colecta ética o sustentable", o realizar nuevas búsquedas en lugares cercanos o afines en caso de que este principio no sea alcanzado.

Lo anterior, se enmarca en los esfuerzos de obtención de material de propagación que año a año se han realizado en los pisos andinos en donde se desarrolla la operación Los Bronces (Sistema de Transporte de Pulpa (STP) y Laguna Seca; Figuras 1a y 1b), campañas que han resultado inciertas y dependientes de las condiciones del sitio para todas las temporadas de colecta desde el año 2015 a la fecha. Por lo anterior, y según los resultados obtenidos en los primeros años, fue necesario revisar en terreno la presencia de cuencas homólogas en cuanto al tipo de vegetación para poder estudiar si los procesos biológicos eran coincidentes o directamente optar por colectar en sectores más adecuados y con mayor disponibilidad de propágulos.

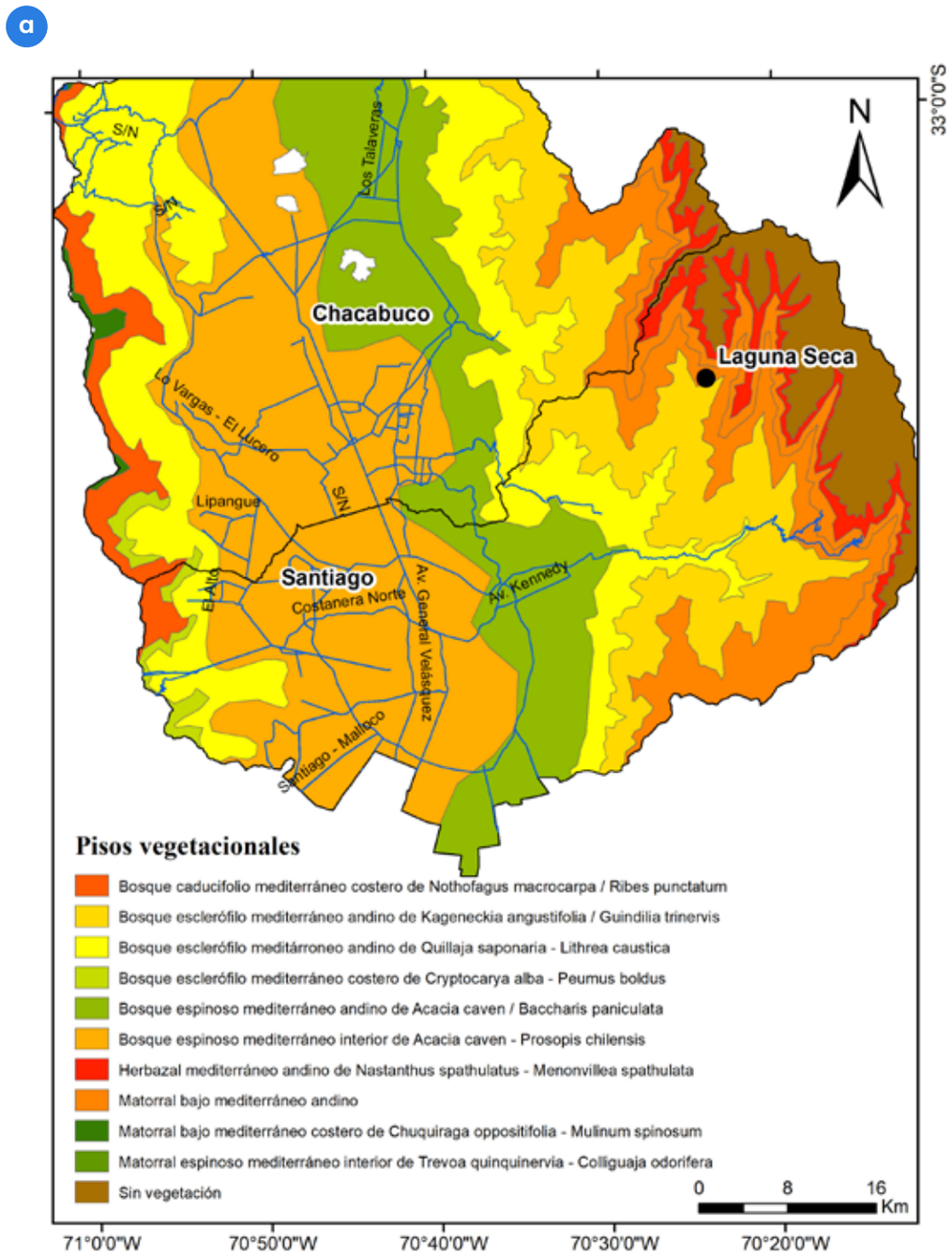


Figura 1. a) Pisos vegetacionales de interés según Luebert y Pliscoff (2006). **b)** Actividades de prospección en sector del STP hacia Laguna Seca, febrero 2019.

La prospección y posterior colecta de propágulos de especies altoandinas se llevó a cabo siguiendo los procesos reproductivos de las especies (Figura 2), los cuales se concretan principalmente entre los meses de diciembre a marzo. La época reproductiva en especies de la cordillera presenta un desfase fenológico respecto a los valles, debido a la presencia de nieve que retrasa procesos metabólicos, y la generación de órganos reproductivos, debido a que los órganos vegetativos deben desarrollarse desde cero después del derretimiento de la nieve.

Figura 2. Colecta de propágulos. **a)** Colecta de semillas de *Chuquiraga oppositifolia* y **b)** de esquejes de *Fabiana imbricata*.

Las observaciones fenológicas descritas previamente han permitido definir y acotar las visitas a terreno en los meses de interés para la evaluación de las condiciones que definirán la temporada de colecta. En la Figura 3 se muestra el estado reproductivo de algunas de las especies de alta montaña estudiadas.

Durante las campañas de terreno, se han podido definir los períodos de floración, fructificación y estado vegetativo de las especies estudiadas (Tabla 2). No obstante, dichos datos pueden tener cambios entre temporadas debido a la inestabilidad climática actual. Ejemplo de lo anterior fue la extrema sequía registrada el año 2019, en donde se estimó un déficit de precipitaciones de un 80% y la mayoría de las especies no presentaron su etapa de reproducción sexual. Otro ejemplo de eventos climáticos que inciden en la propagación natural de estas especies es el episodio de lluvias registradas el verano del 2021, en donde las especies altoandinas que estaban en plena floración/fructificación perdieron sus estructuras reproductivas por efecto del lavado de las lluvias y el viento. A pesar de la incertidumbre climatológica y, por ende, fenológica, la recopilación de datos de las temporadas de prospección y colecta es un aporte importante y crucial en la investigación de las especies nativas.

Figura 3. Estado reproductivo de algunas especies de los pisos altoandinos. Se puede observar flores y frutos en la mayoría de ellas. STP y Laguna Seca, diciembre 2017. **a)**Floración de *S. ligustrinum*, **b)** Fructificación de *T. alatum*, **c)** Cuaje de frutos de *F. imbricata*, **d)** cuaje de frutos de *C. oppositifolia*, **e)** frutos de *G. trinervis* y **f)** frutos y flores masculinas de *E. chilensis*.

2.2. Investigación sobre la propagación de especies

En general, en la bibliografía existe escasa información acerca de esfuerzos en la propagación de las especies altoandinas, entregando sólo nociones generales de metodologías, como son las extensas estratificaciones en otoño o remojo en agua, lo cual no deriva en resultados exitosos una vez optimizados los protocolos o frente a la implementación de una producción a nivel operacional por temporada.

Desde el año 2016, se han puesto en desarrollo diversos ensayos cuyo objetivo es la prueba de tratamientos pregerminativos para la propagación de las especies de interés, el testeo de diversos sustratos o formato de contenedores, exploración de la propagación vegetativa a través de esquejes, entre otros.

Todas estas técnicas han mostrado adecuaciones según la especie y tipo de propágulo ocupado para la producción de plantas.

A continuación, se comparten los resultados obtenidos en el marco de las investigaciones de las especies de interés.

2.2.1. Propagación vía sexual

La vía de propagación sexual es la manera natural y tradicional, tanto de las especies vegetales como de la viverización, de multiplicar especies vegetales, lo cual

Tabla 2. Fenología observada en las poblaciones naturales del estero Colina. Coloración indica estado fenológico de la especie (: vegetativo o receso; : en floración; : en fructificación).

Nombre científico	Nombre común	Meses											
		ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Colliguaja odorifera	colliguay												
Chuquiraga oppositifolia	hierba blanca												
Ephedra chilensis	pingo-pingo												
Fabiana imbricata	pichi romero												
Guindilia trinervis	guindilla												
Kageneckia angustifolia	frangel												
Kageneckia oblonga	bollén												
Schinus polygamus	huingán												
Solanum ligustrinum	natre												
Tetraglochin alatum	horizonte												

se lleva a cabo a través de semillas y/o frutos. Con ella se recoge la diversidad genética de las especies y las adaptaciones locales de las poblaciones.

Por lo general, las especies de los ecosistemas mediterráneos dispersan sus propágulos en la temporada estival (verano), permaneciendo en el suelo u hojarasca durante todo el invierno a la espera de condiciones idóneas para su germinación (combinación de parámetros de humedad, temperatura, horas frío), lo cual se concreta habitualmente en primavera (Donoso y Cabello, 1978; Donoso, 1981). Las especies altoandinas también responden a patrones similares de respuesta, sin embargo, entre la temporada de dispersión y germinación de los propágulos existe un intervalo climático extremo, como son las condiciones invernales, caracterizado por la caída de nieve y bajas temperaturas (Castor, 2002).

En la mayoría de las especies vegetales, la propagación a través de semillas o frutos es relativamente sencilla, necesitando en muchos casos la realización de tratamientos pregerminativos para eliminar la latencia que naturalmente muchas semillas experimentan (Quiroz et al., 2001). Los tratamientos pregerminativos más empleados son el remojo en agua (de 24 hasta 72 h), escarificación (eliminación, ruptura o desgaste de la cubierta o pericarpio a través de procesos físicos o químicos), fermentación, estratificación fría o cálida, incorporación de hormonas como el ácido giberélico u otros estimulantes químicos como el peróxido de hidrógeno (agua oxigenada). La implementación de uno u otro tratamiento, o la combinación entre ellos, depende de la morfología y fisiología de las semillas/frutos (Acuña, 2001; Varela y Arana, 2011).

Dentro de los procesos más simples, como es el remojo en agua a temperatura ambiente, las especies *C. odorifera, G. trinervis* y *S. polygamus* responden de forma exitosa a la imbibición. Con dicha metodología, las especies mostraron porcentajes de germinación entre 30% y 70%, con tiempos de germinación que variaban de una a dos semanas o hasta dos meses aproximadamente.

En aquellas especies en donde el simple remojo en agua no inducía la germinación o los periodos de emergencia de radícula (parte radicular) o plúmula (parte aérea) eran muy extensos (más de seis meses), se optó por el testeo del método de estratificación fría (mezcla de propágulos con arena húmeda y refrigeración a 5 °C). Este proceso ayudó en varias de las especies en donde existía baja o nula germinación, donde dicho golpe frío, debilitó o eliminó la latencia de las semillas. Como ejemplo tenemos las especies *C. oppositifolia*, *E. chilensis*, *K. angustifolia*, *K. oblonga*, *S. ligustrinum* y *T. alatum* (Figura 4).

En general, el tratamiento de estratificación se recomienda realizarlo durante cuatro o más semanas en frío, sin embargo, los ensayos realizados entregaron los mejores resultados de germinación con estratificaciones que no superaban una o dos semanas.

A pesar de obtener mejores resultados con la aplicación de estratificación fría, la especie *C. oppositifolia* continúa presentando bajos porcentajes de germinación, los cuales varían entre 3 y 10%.

Figura 4. a) Almacigueras con plántulas de *C. oppositifolia* y **b)** *E. chilensis*. Se puede observar la diferencia de germinación entre ambas especies, en donde la cantidad inicial de semillas fue similar, pero presentaron porcentajes distintos de germinación.

En el caso de *F. imbricata*, se propone que la estratificación fría ayudaría a incrementar los porcentajes de germinación de la especie. Sin embargo, debido al pequeño tamaño de su semilla (0,5 a 1 mm de espesor), se hace complejo el manejo ya que su tamaño es similar con el grosor de la arena, material empleado para la estratificación. En este caso en particular, se está testeando la estratificación natural (o a la intemperie) a través de la siembra directa durante otoño e invierno.

2.2.2. Propagación vía asexual o vegetativa

En aquellas especies que presentaron bajos porcentajes de germinación o dificultad de encontrar propágulos en las poblaciones naturales (por ausencia de semillas/frutos o alta predación de éstas), se optó por realizar ensayos de propagación vegetativa.

Dicho tipo de propagación consiste en la multiplicación de individuos a través de la obtención de órganos fotosintéticamente activos de ejemplares sanos desde el punto de vista fitosanitario, con tejidos idealmente jóvenes (Soto, 2004), donde bajo condiciones de cultivo controladas y la aplicación de enraizantes (productos que estimulan el crecimiento de raíces), se genera un nuevo individuo autónomo y funcional (Botti, 1999).

Las especies en las cuales se realizaron ensayos de propagación y producción de plantas por esquejes fueron *C. oppositifolia*, *E. chilensis* y *F. imbricata*. Las estacas o esquejes se obtuvieron en la temporada de otoño (marzo a mayo), cuidando que el material a propagar no presentara órganos reproductivos como flores o frutos. Se hace hincapié en que la temporada idónea para realizar estaquillado es aquella en donde las especies entran en receso vegetativo, es decir, posterior a su reproducción y antes de la hibernación, debido a que su energía y nutrientes están concentrados en aquellas ramas que soportarán el invierno.

Los ensayos de enraizamiento con estas tres especies se iniciaron el año 2017, testeando tipos de enraizantes comerciales y su efectividad en la formación de callos y/o raíces (Tabla 3).

Tabla 3. Resumen de los ensayos de enraizamiento realizados y los porcentajes de enraizamiento alcanzados en las especies seleccionadas. Tratamiento testigo= sin enraizante.

Especie	Año producción	Tratamiento (ppm)	Estacas instaladas	Porcentaje de enraizamiento (%)
Chuquiraga oppositifolia	2017	Testigo	168	0
		Ibaroot 500	168	3
		Ibaroot 1.000	160	20
		Ibaroot 2.000	166	15
		Ibaroot 8.000	168	0
		Keri Root 4.000	116	39
	2018-2019	Keri Root 4.000	5.628	20
Ephedra chilensis	2017	Testigo	168	0
		Keri Root 4.000	616	47
		Ibaroot 4.000	501	0
	2018-2019	Keri Root. 4.000	829	3
Fabiana imbricata	2017	Keri Root 4.000	659	37
		Ibaroot 500	48	29
		Ibaroot 1000	47	23
		Ibaroot 2000	48	42
	2018-2019	Keri Root 4.000	756	5

En los ensayos realizado durante los años 2018 y 2019, se integró el material vegetativo de plantas madre acondicionadas en vivero, con el fin de incorporar a los ensayos tejido juvenil y en mejores condiciones que el obtenido en las poblaciones naturales (Figura 5).

Figura 5. a) plantas madre de *F. imbricata*. **b)** montaje de estacas de dichos individuos en almacigueras de plumavit.

En primera instancia, los ensayos se realizaron bajo condiciones controladas de crecimiento (temperatura y humedad). Sin embargo, el montaje de este ensayo en temporadas posteriores se realizó en condiciones de intemperie, lo cual generó un mayor porcentaje de éxito. Se sugiere que estas condiciones (invernales) imitan de cierta forma las condiciones naturales que las plantas experimentan en su hábitat. Por otra parte, en ensayos se pudo observar que el mejor tratamiento resultó con el enraizante comercial Keri Root™, el cual está compuesto por auxinas (Ácido Naftilacético) y el fungicida Captan.

En promedio, el enraizamiento de esquejes en vivero no superó el 18%, dejando en evidencia la dificultad y heterogeneidad de los procesos de enraizamiento, es decir, reproducción vegetativa en estas especies. A pesar de los bajos porcentajes de enraizamiento, los esquejes enraizados mostraron un sistema radicular muy robusto y con raíces activas (Figura 6).

2.3. Desafíos de la propagación de especies y los cuidados culturales en vivero

Como se observó en los ítems anteriores, los éxitos y fracasos dentro de la investigación acerca de la propagación de las especies impidieron generar un protocolo único o estándar para la producción de plantas. Por ello, a pesar de intentar optimizar las metodologías de propagación temporada a temporada, la biología de las especies y los efectos climáticos sobre ellas generaron resultados heterogéneos.

Dentro de las actividades de vivero, la siembra y repique constituyen etapas críticas para el posterior éxito en la producción de plantas, debido a que la manipulación de las plántulas o esquejes con enraizamiento reciente son muy frágiles. Por ello, la evaluación de métodos menos invasivos de propagación de especies de difícil manipulación y escasa disponibilidad de propágulos viables es un esfuerzo constante. Por ejemplo, el empleo de discos germinadores (Figura 7), siembras directas a contenedores definitivos o uso de almacigueras de menor tamaño e individuales.

La siembra directa a contenedores definitivos es una de las formas más efectivas de propagación, debido a que, una vez sembradas las semillas, las futuras plantas no son intervenidas más que para los cuidados básicos como es el riego o desmalezado. La desventaja de la metodología es la necesidad de contar con gran cantidad espacio para los contenedores, ya que, por la incertidumbre de la germinación de las semillas, se debe de planificar el doble o triple de contenedores para conseguir la cantidad final de plantas requeridas.

Figura 6. Ejemplificación del sistema radicular obtenido de estacas de *Chuquiraga oppositifolia*.

Figura 7. Ejemplo de resultados de pruebas de germinación en discos germinadores con la especie *F. imbricata*.

LA EXPERIENCIA EN *Tetraglochin alatum*

La propagación a través de acodo consiste en enterrar órganos vegetativos como son los tallos o ramas de una planta madre (estolones), generando la inducción de raíces adventicias en el tejido. Su ventaja es que se obtienen nuevas plantas de mayor desarrollo en un menor tiempo y no es necesario condiciones controladas, debido a que se realiza a la intemperie. Sus desventajas es que se puede generar un número acotado de nuevos ejemplares por planta madre. Para la especie ***Tetraglochin alatum*** se descubrió que, a pesar de presentar mediano éxito en su propagación a través de semillas, la propagación a través de acodos resulta mucho más sencilla y exitosa al momento de multiplicar sus individuos.

Plantas de *T. alatum* obtenidas por método de acodos. Las plantas "hijas" contaban con un sistema radicular bien formado y lograron colonizar el sustrato del contenedor en el cual se plantaron.

En el caso de la propagación vegetativa, muchos fueron los aspectos que se descubrieron durante el proceso de investigación. Por un lado, se entendió que las formas de propagación deben adaptarse y esperar los procesos biológicos, fisiológicos y climáticos que inciden en las formaciones vegetales. Por otra parte, se determinó que no sirve cualquier tipo de material vegetativo para propagar y no necesariamente todo tejido joven y sano es exitoso en su enraizamiento. Dependiendo de la especie y su morfología, existen variadas características que deben ser consideradas, tales como el nivel de lignificación del tejido, posición del tejido en el ejemplar (ápice de ramas o ramas basales), estado fisiológico, posición de la planta en terreno (micrositio), entre otras. Todas estas observaciones ayudan a elegir el material idóneo para la producción de esquejes. Además, al momento de preparar los esquejes para su instalación, es de suma importancia observar el material colectado en terreno, eligiendo secciones entre yemas para la desdiferenciación del tejido (el cual se convertirá en callo y/o raíces), reduciendo la mayor cantidad de tejido que genera evapotranspiración en el esqueje (hojas) y procurando que este no presente lignificación importante, debido a que el tejido más longevo presenta menores oportunidades de desdiferenciarse.

En cuanto a las plantas madre, las cuales facilitan la obtención de esquejes en los viveros, genera una dificultad en la producción de plantas altoandinas: su lento crecimiento no permite la obtención de material vegetativo fresco en todas las temporadas, a menos que se mantenga un gran *stock* significativo de ellas y se les condicione con podas escalonadas entre temporadas de propagación.

3. EXPERIENCIAS DE PLANTACIÓN CON ESPECIES ALTOANDINAS

3.1. Antecedentes

En condiciones naturales, las plantas altoandinas conviven agrupadas. Al crecer de esa forma se benefician al protegerse mutuamente de las inclemencias climáticas. En efecto, las altas pendientes aumentan las corrientes convectivas que deshidratan el suelo, pero bajo la densa copa de los arbustos, el efecto de la radiación solar, y del viento se ven modulados (Körner, 2003). Así mismo, Cavieres et al. (2006) identificaron un mayor contenido de humedad y nutrientes del suelo, debajo de plantas en cojín, dado por la acumulación de bio y necromasa, lo que beneficiaría el establecimiento de plántulas de otras especies vegetales, ya que generan un microclima que mitiga las condiciones adversas del medio ambiente circundante. Estas mismas formaciones podrían promover el desarrollo de micorrizas (Casanova-Katny et al., 2011), donde las asociaciones de raíces de hongos formadas o mantenidas por una planta son beneficiosas para otras plantas (Van Der Heijden y Horton, 2009). De hecho, Casanova-Katny et al. (2011) señalan que para plantas andinas nativas, la micorrización podría ser un factor esencial de la facilitación.

En teoría, el reclutamiento en condiciones naturales ocurre utilizando como nodriza algún elemento del terreno que provea las condiciones adecuadas para el desarrollo y protección de las plántulas, como algún intersticio rocoso, o una planta de mayor edad que provea de un microclima propicio (Castro et al., 2004). En ambientes abióticos estresantes, como la alta montaña, es probable que la interacción positiva juegue un papel importante en la estructura y dinámica de las comunidades de plantas altoandinas (Fajardo et al., 2008; Cavieres y Sierra-Almeida, 2012). Estas interacciones positivas se conocen como facilitación, las que implican que una especie o grupo de especies se benefician de las condiciones (micro) ambientales que son generadas directa o indirectamente por otras plantas vecinas (Callaway, 2007).

Estas asociaciones positivas han sido interpretadas como evidencias de plantas nodrizas, donde algunas especies muestran aglomeraciones extremas dentro o bajo la influencia de una especie protectora (Pugnaire et al., 1996). A nivel comunitario, se puede esperar una mezcla de asociaciones positivas y negativas entre las plantas, probablemente dependiendo del tamaño del micrositio y el tipo de especies involucradas (Tirado y Pugnaire, 2005).

En el ámbito de la revegetación, el factor anodrizamiento se puede recrear mediante el uso de protecciones individuales (*tree shelter*), y al plantar de manera agrupada se espera que una vez establecidas, las plantas logren generar un microclima adecuado para permanecer en el tiempo (Schönenberger, 2001). En el caso de los ambientes altoandinos, donde es habitual que las plantas pasen algunos meses cubiertas de nieve, esta agrupación, además, les provee mejor resistencia mecánica. Una de las alternativas artificiales para promover estas interacciones positivas en zonas con condiciones climáticas severas, es la aplicación de núcleos de restauración, los que consisten en el establecimiento de grupos de especies de plantas leñosas nativas con funciones facilitadoras, de diferentes estadíos sucesionales, en los núcleos, distribuidos en el espacio, donde el desarrollo de la especie central es privilegiado por franjas exteriores que actúan como una protección (Corbin y Holl, 2012). Esta técnica es una buena alternativa en el largo plazo, ya que permite diversificar la vegetación y avanzar en el proceso de regeneración natural, considerando que de otra manera las especies tardarían más tiempo en establecerse naturalmente, dado la falta de remanentes de vegetación nativa y a la falta de propágulos y agentes dispersores (Gutiérrez, 2012).

La plantación en núcleos permite, además, optimizar los esfuerzos de mantención, al concentrar los recursos en puntos específicos del terreno (riego, mantención, monitoreos).

En experiencias de plantación anteriores en el sector de Laguna Seca (2.320 m s.n.m.), se determinó que los factores limitantes son la humedad del

suelo y la herbivoría por parte de micromamíferos, componente que no logra ser resuelto con las técnicas actuales de protección de la plantación. El *tree shelter* utilizado corresponde a una protección individual de polipropileno corrugado que una vez instalado adquiere un perfil de planta triangular, y es una de más usadas pues permite la moderación del factor ambiental, bajando la tasa de evaporación del agua desde el suelo y de las plantas al disminuir la radiación solar incidente y el efecto deshidratante del viento, junto con evitar que los mamíferos tengan acceso al follaje. Sin embargo, las experiencias realizadas en lugares con alta presencia de micromamíferos, principalmente roedores, muestra que esta protección no evita la pérdida de plantas, puesto que los animales excavan madrigueras y acceden a las plantas desde abajo, aprovechando tanto la humedad aportada por el riego como la planta en sí. Las características químicas del suelo del sector de Laguna Seca se describen en la Tabla 4.

Cabe destacar que no existe información sobre los rangos óptimos nutricionales, deficitarios o tóxicos para plantas nativas altoandinas, razón por la cual la interpretación de los resultados, basada en el desempeño productivo de cultivos agrícolas, debe tomarse con precaución. No obstante, destacan los bajos valores de materia orgánica y boro encontrados, así como los altos valores de manganeso, condición que no pareciera afectar el estado nutricional y sanitario de las plantas naturales que viven adaptadas a estas condiciones edáficas. Las características físicas de este sector se presentan en la Tabla 5.

Al igual que lo observado con las propiedades químicas del suelo, no existe referencia de lo que se considera adecuado o no para el crecimiento los ecosistemas naturales con relación a las propiedades físicas del suelo. En general predominan las texturas medias con tendencia y variaciones locales hacia el rango arenoso, pero que en ningún caso alcanzan valores extremos que pudieran afectar el desarrollo de las plantas del lugar. El valor de humedad aprovechable es relativamente bajo, lo que es consecuente con las adaptaciones morfológicas de las especies, las que convergen hacia hojas pequeñas, presencia de espinas y tallos fotosintéticos. Estas adecuaciones permiten disminuir la superficie expuesta al ambiente, disminuyendo la deshidratación. Los parámetros físicos son similares a otros suelos andinos sujetos a nevazones invernales, que por sus texturas tienen drenajes lentos, lo que favorece la ocurrencia de aluviones cuando las precipitaciones son líquidas.

Se hace necesario señalar que, si bien no se ha estudiado en extenso la ecología andina, la observación de las poblaciones su cobertura, desarrollo y fenología, sugiere que el fenómeno de reclutamiento de plantas nuevas debe ocurrir naturalmente cuando existe una combinación de factores como precipitaciones (estacionalidad, intensidad) y temperatura que permiten, por una parte, completar el ciclo reproductivo de las plantas junto con la acción de polinizadores, y por otra, la dispersión y germinación de las semillas. En ese sentido, las estrategias de repoblamiento artificial buscan recrear dichas condiciones mediante la viverización y plantación con plántulas protegidas del factor ambiental, junto con el manejo del agua de riego para permitir el drenaje.

Tabla 4. Propiedades químicas del suelo, sector Laguna Seca (2.320 m s.n.m.). El valor de dispersión corresponde a la desviación estándar de la media (n=3).

Propiedad	Valor			Interpretación agrícola
pH	7,0	±	0,35	Neutro
CE (dS/m)	0,3	±	0,08	Sin Problema- No salino
Materia orgánica	3,4	±	1,37	Bajo
Nitrógeno disponible (mg/kg)	28,0	±	2,65	Medio
Fósforo disponible (mg/kg)	16,3	±	5,13	Medio
Potasio disponible (mg/kg)	116,0	±	55,51	Medio
Calcio intercambiable (meq/100g)	9,6	±	0,74	Adecuado
Ca/CIC (%)	80,0	±	8,54	Dominante
Mg intercambiable (meq/100g)	1,6	±	0,60	Adecuado
Mg/CIC (%)	13,3	±	4,04	Subyugado
Potasio intercambiable (meq/100g)	0,3	±	0,15	Medio
K/CIC (%)	2,4	±	0,78	Subyugado
Sodio	0,1	±	0,05	Bajo
Na/CIC (%)	0,8	±	0,48	Subyugado
Suma de bases (meq/100g)	11,6	±	1,22	-
Cap. intercambio catiónico (CIC, meg/100g)	12,1	±	2,04	Sin toxicidad de aluminio
Hierro (ppm)	24,9	±	10,87	Adecuado
Manganeso (ppm)	20,3	±	5,51	Alto
Zinc (ppm)	2,6	±	0,95	Adecuado
Cobre (ppm)	8,2	±	6,21	Adecuado
Boro (ppm)	0,4	±	0,24	Bajo

Tabla 5. Propiedades físicas del suelo, sector Laguna Seca (2.320 m s.n.m.). El valor de dispersión corresponde a la desviación estándar de la media (n=3).

Propiedad	Valor		
Arena (%)	56,7	±	11,590
Limo (%)	22,0	±	6,557
Arcilla (%)	21,3	±	8,083
Clase textural	Franco arcillo arenoso		
Densidad aparente (g/cm³)	1,6	±	0,110
Densidad real (g/cm³)	2,7	±	0,047
Capacidad de campo (% masa)	16,1	±	4,801
Punto de marchitez permanente (% masa)	6,6	±	1,498
Humedad aprovechable (% masa)	9,5	±	3,323
Porosidad total (%)	41,3	±	2,887
Microporosidad (%)	25,3	±	6,351
Macroporosidad (%)	16,0	±	3,464

3.2. Ejercicio piloto de núcleos modulares replicables

3.2.1. Diseño y uso de las protecciones

Con el fin de evitar la pérdida de plantas por los micromamíferos, se diseñó un modelo de protección primaria que rodea la planta por arriba, abajo y por los costados, construida en malla galvanizada de abertura cuadrada, con una luz de 1,27 cm (½ pulgada). Con el fin de evaluar la facilidad de instalación, costos asociados en construcción y desempeño mecánico, se compararon dos diseños para esta protección. El segundo tipo de protección consiste en dos *tree shelter* de polipropileno unidos entre sí para abarcar la protección primaria.

a) Protecciones tipo cubo

Esta protección resulta útil para plantas pequeñas, puesto que el espacio disponible bajo las dimensiones consideradas es reducido. Considerando un rollo de malla de 1,2 metros de ancho, para su construcción se requieren dos secciones, cada una de dimensiones 40x180 cm y 40x220 cm, siguiendo la Figura 8 como esquema de corte:

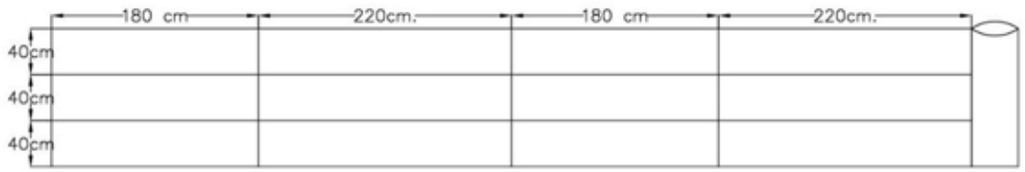


Figura 8. Esquema de corte de la malla galvanizada para la construcción de las protecciones cúbicas.

Para su uso, cada hoyo de plantación debe tener dimensiones del orden de 50x50x50 cm, y los pares de secciones de malla ubicarse como se muestra en la Figura 9.

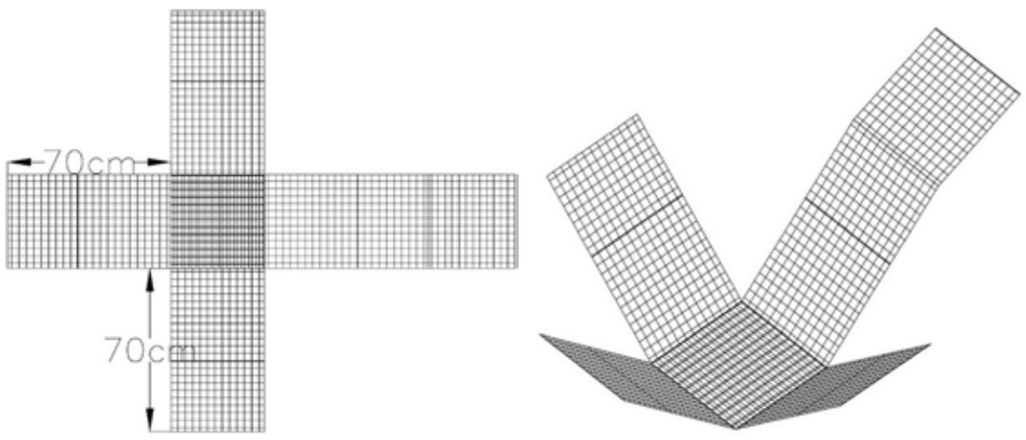
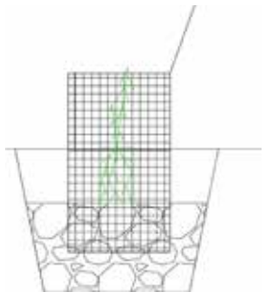


Figura 9. Esquema de montaje para las protecciones cúbicas.

Una vez montados las secciones, se colocan dentro del hoyo, al que previamente se le ha aplicado algo de suelo del lugar, dándole la profundidad necesaria a la ahoyadura dependiendo del alto del contenedor, como se indica en la Figura 10.



Posteriormente, se rellena con suelo hasta cubrir completamente la ahoyadura, y se dobla el extremo libre de la malla para formar una estructura cúbica cerrada. El extremo libre debe quedar asegurado con alambre para evitar que los animales puedan ingresar por la parte superior.

Figura 10. Esquema de instalación de la protección cúbica.

b) Protecciones tipo cilindro

En este caso, el esquema de corte de la malla considera secciones de 1 metro de ancho por el alto de malla (1,2 m), como se aprecia en la Figura 11.

Figura 11. Esquema de corte de la malla galvanizada para las protecciones tipo cilindro.

Al cortar la malla en esas dimensiones, se permite construir un cilindro de 30 cm de diámetro (Figura 12a), lo que es suficiente para proteger una planta durante los primeros años de crecimiento. Para que mantenga su forma cilíndrica, la malla debe asegurarse con alambre en al menos tres puntos (arriba, centro y abajo). Para el correcto funcionamiento de este cilindro, se consideró además una sección cuadrada de la misma reja en dimensiones 30x30 cm, la que debe ser colocada como base del cilindro, con el propósito de evitar el acceso de roedores desde el fondo. Para la instalación de esta protección, se realiza la ahoyadura en dimensiones 50x50x50 cm y se rellena una parte del hoyo con suelo hasta una profundidad de 20 cm. Se coloca la sección cuadrada de la protección en el fondo, se deposita la planta sobre ella y posteriormente se coloca el cilindro, para seguir rellenando con suelo (Figura 12b). Para evitar que los roedores ingresen a la protección trepando, la parte superior se debe deformar manualmente el cilindro de manera de se unan las dos superficies resultantes y posteriormente la junta se asegura con alambre.

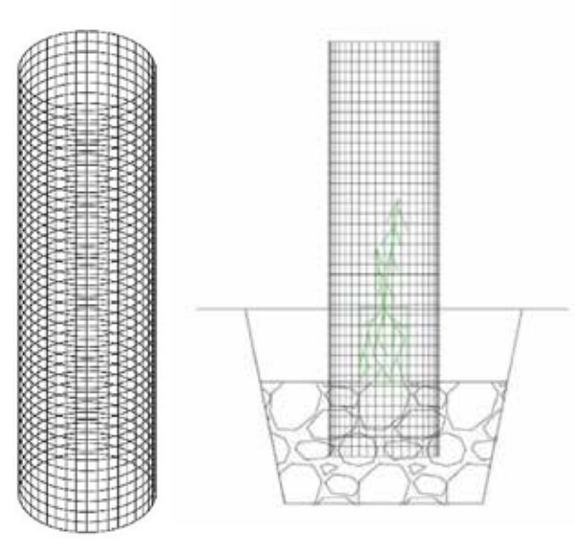


Figura 12. a) Esquema de la protección tipo cilindro terminada; **b)** Esquema de la protección tipo cilindro instalada junto con la planta.

3.2.2 Plantación de los núcleos

Se probaron dos esquemas de plantación: a) núcleo con protección individual y tres casillas, donde se usaron las protecciones indicadas en el punto anterior y b) núcleo protegido en pleno con 10 casillas.

a) Núcleo con protección individual y 3 casillas

En este caso, se consideró un núcleo con tres casillas, y dentro de cada una de ellas se plantaron tres ejemplares de dos especies, *Ephedra chilensis* y *Fabiana imbricata* en distintas proporciones. Debido a la altura de las plantas y considerando el volumen de sustrato de ellas, sólo se probaron las protecciones cilíndricas (Figura 13a y 13b). Luego de la instalación de las mallas, en el caso de las protecciones cilíndricas, y con el propósito de controlar las condiciones de viento y temperatura, se colocó un *tree shelter* alrededor del cilindro de malla y se rellenó la cavidad con el suelo sobrante de la ahoyadura (Figura 13c y 13d).

Figura 13. a) Ahoyadura nivelada con la sección de fondo de la protección cilíndrica y las plantas colocadas sobre ella; **b)** detalle de la ubicación de las plantas sobre la base de la protección; **c)** instalación de protección primaria metálica alrededor de las plantas en la casilla y el *tree shelter* a la derecha armado y listo para su instalación; **d)** núcleo terminado con los *tree shelter* rodeando la proteccion primaria, la que ha sido cerrada en el extremo superior aplastando el borde.

b) Núcleo protegido en pleno

Con el objetivo de evaluar el rendimiento de las cuadrillas en terreno, se consideró crear un núcleo cuya protección primaria metálica no es individual para cada casilla, sino que rodea a todo el núcleo de plantación. En este caso, se procedió a realizar una ahoyadura de 1x2,5 m, a una profundidad de 30 cm. En las cuatro esquinas se instalaron polines de madera de 3", para sujetar la estructura completa. Al interior de ésta, en la parte inferior, se colocó una sección de malla metálica de abertura cuadrada de ½ pulgada de luz, de una longitud de 4,5 m de largo, para que sobrepasara en ambos sentidos 1 m hacia arriba por los lados angostos de la excavación (Figura 14a). En las secciones más largas de la excavación, también se instaló malla, dejando un lado abierto para acceder al interior. Se rellenó con suelo mullido hasta una altura de 10 cm y se procedió a colocar tres plantas por cada casilla, junto con el *tree shelter* armado en cilindro (Figura 14b). Una vez ubicada las plantas al interior, se procedió a nivelar el suelo con el resto del suelo extraído en la ahoyadura, dejando un desnivel de 5 cm de profundidad con respecto a la superficie del suelo natural para facilitar las labores de riego. Posteriormente, se ancló la malla a los polines, y se instaló una sección adicional de malla en la parte superior (techo), para evitar el ingreso de roedores que puedan trepar. Para evitar el daño por el peso de la nieve, se colocaron tensores de alambre y tutores de colihue verticales para distribuir el peso de la estructura afirmando la porción superior de malla (Figura 14c).

Figura 14. a) Excavación del núcleo e instalación de la malla al fondo. La sección de malla instalada al fondo sobresale hacia arriba 1 metro para facilidad de cierre perimetral; **b)** distribución de las plantas en las casillas e instalación del *tree shelter* para cada una; **c)** núcleo protegido en pleno nivelado y terminado.

3.3. Consideraciones para las plantaciones con especies altoandinas

Tanto el núcleo protegido en pleno, como las casillas individuales protegidas con cierre de malla metálica galvanizada evitaron que la fauna tuviera acceso a las plantas, que en pruebas anteriores habían sido completamente eliminadas por roedores nativos.

Con respecto a la escala operacional requerida para la implementación de ambos métodos, es evidente que los núcleos con protección individual de casillas son más rápidos de ejecutar, con menor uso de materiales y presentan una mayor robustez estructural, lo que permite soportar las nevazones sin apoyo de una estructura externa de protección. Sin embargo, debido a las particulares características de los suelos andinos del sector, se debe asegurar que las casillas cuenten con captadores de agua, lo que se logra dejando un desnivel o taza de riego de unos 5 cm de profundidad al momento de la plantación, para evitar que el agua escurra fuera del núcleo al momento del riego estival o las lluvias.

El núcleo protegido en pleno con casillas agrupadas presenta una ventaja desde el punto de vista de la gestión de la plantación. Si se considera al núcleo como una unidad de manejo replicable, el hecho de concentrar una mayor cantidad de casillas implica una mayor cantidad de plantas que pueden ser mantenidas en una unidad reducida de superficie. Además, como las casillas quedan bajo el nivel del terreno, permite optimizar y hacer más eficiente el riego. Este tipo de obra podría incluir una cantidad tal de plantas que permita mantener las proporciones comprometidas en los planes de compensación, y así, poder replicarse en los claros del lugar la cantidad de veces necesaria hasta dar cumplimiento al requerimiento de revegetación. Por otra parte, la agrupación de casillas en un gran núcleo facilitaría el monitoreo al considerar cada núcleo una parcela de muestreo.

4. CONCLUSIÓN

Si bien es cierto que existe una falta de antecedentes relativos a la ecología reproductiva de las plantas altoandinas, y a las mejores prácticas para su propagación, se ha avanzado suficiente como para entender que los ambientes de montaña son muy susceptibles a las nuevas condiciones climáticas imperantes. Sin embargo, gracias a las sucesivas campañas de prospección y colecta para las especies descritas se han logrado identificar los patrones fenológicos y su interacción con el ambiente, lo que constituye un primer paso para entender los procesos de repoblamiento.

En línea con lo anterior, resulta evidente que existen dificultades para describir los mejores métodos para la propagación masiva de las especies altoandinas, puesto que, para algunas especies, el principal problema radica en la dificultad para acceder a semillas viables. Aun así, después de varios ensayos, se puede concluir que algunas semillas requieren períodos variables de estratificación fría y/o remojo para acortar los períodos de germinación, es decir, las poblaciones naturales producen semillas viables, pero en una proporción muy baja en relación con la cantidad total de semillas.

Con respecto a la producción de plantas, se han ido afinando los protocolos de propagación, incorporando tecnologías, sustratos e infraestructura para aumentar las probabilidades de éxito. De los ensayos realizados, se desprende que el principal problema resulta de la manipulación de las plántulas en los almácigos al momento del repique, por lo que no se recomiendan las estrategias habituales de producción. En ese sentido, los mejores resultados se han obtenido al usar sistemas de cultivo con menor manipulación del sistema radicular.

En cuanto a la repoblación artificial de los ambientes altoandinos, las principales dificultades tienen que ver con las variables climáticas y con la presencia de roedores. La técnica de plantación en núcleos protegidos con malla metálica y *tree shelter* ha dado los mejores resultados, puesto que permite disminuir la herbivoría y la deshidratación por calor y viento. El esquema agrupado en núcleos permite constituir unidades de gestión de la plantación en micrositios más aptos, concentrando los esfuerzos de plantación, riego y mantención.

REFERENCIAS

Acuña, M. (2001). *Formulación de un protocolo de trabajo para el análisis de semillas de especies leñosas nativas* (tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Bannister, J. R., Vargas-Gaete, R., Ovalle, J. F., Acevedo, M., Fuentes-Ramirez, A., Donoso, P. J., Promis A., y Smith-Ramírez, C. (2018). Major bottlenecks for the restoration of natural forests in Chile. *Restoration Ecology, 26*(6), 1039-1044.

Botti, C. (1999). Principios de la propagación y técnicas de propagación por estacas. En Facultad de ciencias Agronómicas Universidad de Chile. *Manejo tecnificado de invernaderos y propagación de plantas* (pp. 72-82).

Callaway, R. (2007). *Positive interactions and interdependence in plant communities*. Springer Science & Business Media. U.S.A.

Casanova-Katny, M., Torres-Mellado, G., Palfner, G., y Cavieres, L. (2011). The best for the guest: high Andean nurse cushions of *Azorella madreporica* enhance arbuscular mycorrhizal status in associated plant species. *Mycorrhiza, 21*(7), 613-622.

Castor, C. (2002). Patrones, procesos y mecanismos de dispersión secundaria en plantas andinas de Chile Central (Tesis de doctorado). Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez, J. M., y Gómez-Aparicio, L. (2004). Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: A 4-year study. *Restoration Ecology, 12*, 352-358.

Cavieres, L., y Sierra-Almeida, A. (2012). Facilitative interactions do not wane with warming at high elevations in the Andes. *Oecologia, 170*(2), 575-584.

Cavieres, L., Badano, E., Sierra-Almeida, A., Gómez-González, S., y Molina-Montenegro, M. (2006). Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant *Laretia acaulis* do not increase with elevation in the Andes of central Chile. *New Phytologist, 169*(1), 59-69.

Corbin, J., y Holl, K. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management, 265*, 37-46.

De la Fuente, L. M., León-Lobos, P., y Ginocchio, R. (2011). *Fitoestabilización de depósitos de relaves en Chile guía N°5: Propagación de especies vegetales nativas y endémicas*. Innova Chile CORFO. Santiago, Chile.

Donoso, C. (1981). *Investigación y desarrollo forestal, Tipos forestales de los bosques nativos de Chile*. Investigación y desarrollo forestal, Documento de trabajo No 38. Santiago, Chile.

Donoso, C. (2013). *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: autoecología* (2da ed.). Marisa Cuneo ediciones. Valdivia, Chile.

Donoso, C., y Cabello, A. (1978). Antecedentes fenológicos y de germinación de especies leñosas chilenas. *Ciencias Forestales, 1*(2), 31-41.

Fajardo, A., Quiroz, C., y Cavieres, L. (2008). Spatial patterns in cushion-dominated plant communities of the high Andes of central Chile: How frequent are positive associations? *Journal of Vegetation Science, 19*(1), 87-96.

Figueroa, J. A., León-Lobos, P., Cavieres, L. A., Pritchard, H., y Way, M. (2004). Ecofisiología de semillas en ambientes contrastantes de Chile: un gradiente desde ecosistemas desérticos a templados-húmedos. En H. C. Marino (Ed.), *Fisiología ecológica en plantas. Mecanismos y respuesta a estrés en los ecosistemas* (pp. 81-98). Ediciones Universitarias de Valparaíso. Valparaíso, Chile.

Gutiérrez, N. (2012). *Estado de la vegetación en núcleos de restauración utilizados para el restablecimiento del bosque altoandino del Parque Forestal Embalse del Neusa, Cundinamarca, Colombia*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Jordan, M., Prehn, D., Gebeauer, M., Neumann, J., Margot Parada, G., Velozo, J., y San Martín, R. (2010). Adventitious root initiation in adult and juvenile cuttings of *Guindilia trinervis*, an endemic plant of Chile suitable for biodiesel production. *Bosque, 3*(3),195-201. https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=173118018003

Körner, C. (2000). The alpine life zone under global change. *Gayana Botanica, 57*(1).

Körner, C. (2003). *Alpine Plant Life* (2da ed.). Springer. Berlín, Alemania.

Luebert, F., y Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria.

Mersey, L., Reinoso, F., y Riquelme, F. (2015). Experiencias de propagación y cultivo de especies de plantas andinas de ambientes zonales y azonales de la Región de Antofagasta (II). *Chloris Chilensis 18*(1). http://www.chlorischile.cl/sapunta-mersey/sapunta-final%20.htm.

Peñaloza, A., Cavieres, L. A., Arroyo, M. T. K., y Torres, C. (2001). Efecto nodriza intra-específico de *Kageneckia angustifolia* D. Don (Rosaceae) sobre la germinación de semillas y sobrevivencia de plántulas en el bosque esclerófilo montano de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural, 74*, 539-548. http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2001000300005

Pugnaire, F., Haase, P., Puigdefábregas, J., Cueto, M., Clark, S. C., y Incoll, L. (1996). Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos, 76*(3), 455-464.

Quiroz, I., Flores, L., Pincheira, M., y Villarroel, A. (2001). *Manual de viverización y plantación de especies nativas*. INFOR. Valdivia, Chile.

Roberts, A. M., Tansey, C., Smithders, R. J., y Phillimore, A. B. (2015). Predicting a change in the order of spring phenology in temperate forests. *Global Change Biology, 21*(7), 2603-2611. https://doi.org/10.1111/gcb.12896.

Rojas, N. (2019). *Efectos de la temperatura y del ácido naftalenacético sobre la formación de raíces adventicias en estacas de Chuquiraga oppositifolia D. Don*. (Tesis de pregrado). Universidad de Chile, Chile.

Smith-Ramírez, C., González, M. E., Echeverría, C., y Lara, A. (2015). *Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. Anales del Instituto de la Patagonia, 43*(1),11-21.

Schönenberger, W. (2001). Cluster afforestation for creating diverse mountain forest structures-a review. *Forest Ecology and Management, 145*(1-2), 121-128.

Soto, P. (2004). *Reproducción vegetativa por estacas en Amomyrtus luma (Luma), Amomyrtus meli (Meli) y Luma apiculata (Arrayán) mediante el uso de plantas madres jóvenes y adultas* (Tesis de pregrado). Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Spehn, E., Berge, E., Bugmann, H., Groombridge, B., Hamilton, L., Hofer, T., Ives, J., Jodha, N., Messerli, B., Pratt, J., Price, M., Reasoner, M., Rodgers, A., Thonell, J., y Yoshino, M. (2005). Chapter 24: Mountain Systems. En R. Hassan, R. Scholes, y N. Ash (Eds.), *Ecosystems and human well-being: current state and trends* (Vol. 1) (pp. 681-716). Millennium Ecosystem Assessment. Island Press.

Tirado, R., y Pugnaire, F. (2005). Community structure and positive interactions in constraining environments. *Oikos, 111*(3), 437-444.

Van Der Heijden, M., y Horton, T. (2009). Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of Ecology, 97*(6), 1139-1150.

Varela, S. A., y Arana, V. (2011). *Latencia y germinación de semillas. Tratamientos pregerminativos*. Serie técnica "Sistemas Forestales integrados". INTA. Argentina.

Vilhar, U., Beuker, E., Mizunuma, T., Skudnik, M., Lebourgeois, F., Soudani, K., y Wilkinson, M. (2013). Tree phenology. *Developments in Environmental Science Elsevier, 12*, 169-182. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00009-1

GLOSARIO

Plantas altoandinas: se refiere a las especies vegetales que crecen naturalmente en condiciones de altitud topográfica. La altitud es variable dependiendo de la latitud, pero se refiere a aquellas poblaciones vegetales que están por sobre el límite de presencia de especies arbóreas, con precipitaciones principalmente del tipo nival.

Fenología: es el estudio de las fases del ciclo de vida de las especies, y su interacción con el medio ambiente. En el caso de las plantas, se refiere a las fechas de crecimiento, floración, fructificación, dispersión de semillas y receso vegetativo.

Propagación sexual: se refiere a la propagación de una especie vegetal por medio de semillas.

Latencia: es un mecanismo de protección de la semilla para evitar germinar en una condición que no le es favorable. Las del tipo endógena se refieren a las condiciones ambientales precisas que favorecen la germinación de un embrión que se encuentra inmaduro. Las del tipo física generalmente tienen que ver con mecanismos de impermeabilidad de la semilla para evitar la deshidratación, por lo que no existe intercambio de gases y agua y la semilla no puede germinar.

Tratamiento pregerminativo: tiene relación con identificar el tipo de latencia presente en la semilla y aplicar el tratamiento correspondiente para que la semilla pueda germinar.

3

SECCIÓN 3

ANTECEDENTES HUMANOS

CAPÍTULO 7 / Sección 3

Inteligencia territorial aplicada a la planificación sistémica del medio ambiente y la sostenibilidad en la cordillera de los Andes

Luis M. Valenzuela[1], Tomás Folch[1], Alexis Gamboa[1], John Treimun[2], Danisa Moya[2], Andrea Castro[1], Alejandra Vázquez[3], Camila Romero[3].*

1. Centro de Inteligencia Territorial de la Universidad Adolfo Ibáñez, Facultad de Diseño, Avenida presidente Errázuriz 3485, Las Condes, Santiago de Chile, e investigador asociado COES
2. Asesorías territoriales de alta complejidad Geoneyen. La Capitanía 80, Las Condes, Santiago de Chile, Chile.
3. Pontificia Universidad Católica de Chile. El Comendador 1916, Providencia, Santiago, Chile.
**luis.valenzuela@uai.cl.*

RESUMEN

En Chile y en el mundo existe un gran interés en la visibilidad y accesibilidad del territorio. Los ciudadanos están exigiendo una mayor calidad de vida sobre sus entornos, por lo que es esencial encontrar nuevas formas de gobernanza para los territorios naturales y cercanos. Esto se hace visible de manera concreta con varias iniciativas nacionales, que están cambiando la forma en que se vive la gama general de condiciones de los paisajes. La planificación ambiental estratégica puede entenderse como un proceso dinámico para aplicar las directrices de planificación a largo plazo de los objetivos ambientales y sostenibles en el territorio, tanto para las iniciativas privadas como las gubernamentales. A diferencia de la planificación urbana, la planificación ambiental busca como uno de sus principales objetivos, garantizar un alto nivel de protección del medio ambiente y contribuir a la integración de las actividades en el territorio con consideraciones medioambientales. En este contexto, la planificación estratégica se entiende como una herramienta de gobernanza del suelo no urbano con dimensiones ecológicas, recreativas y productivas, imaginar y construir el territorio con una visión integrada. Este diseño se complementa con un proceso participativo en sus etapas de desarrollo, a través de la implementación de diversos espacios de consulta.

En este sentido, el Centro de Inteligencia Territorial de la Universidad Adolfo Ibáñez diseñó una herramienta de gestión capaz de integrar una amplia gama y diversidad de intervenciones territoriales a través de un instrumento metodológico para la planificación de un paisaje natural con una diversidad de usos humanos para el territorio cordillerano de la comuna de Lo Barnechea.

1. INTRODUCCIÓN

Durante los años 2017 y 2018 se llevó a cabo el desarrollo del Plan Estratégico Cordillerano (PEC) (Valenzuela, 2020) para la zona rural de la comuna de Lo Barnechea, pensado como una herramienta territorial indicativa basada en datos robustos tanto de las condiciones físicas y ambientales, como de las dinámicas socioculturales del territorio. El PEC es un trabajo desarrollado para la Municipalidad de Lo Barnechea por el Centro de Inteligencia Territorial (CIT) de la Universidad Adolfo Ibáñez, en conjunto con el Centro de Ecología, Paisaje y Urbanismo (CEPU) de la misma institución y la Fundación Casa de la Paz, con el apoyo de Anglo American Sur. Al constituirse como un Plan Estratégico, el PEC consideró aspectos tanto de la Planificación Ecológica (PIEc) como de la Planificación Estratégica (PIEs), los cuales orientan los pasos metodológicos que constituyen este plan. A diferencia de la planificación urbana, la planificación ecológica y estratégica busca asegurar un alto nivel de protección del medio ambiente y contribuir a la integración de las actividades en el territorio de acuerdo con las consideraciones ambientales de cada zona.

El concepto de PIEc en chile se desarrolló en la ejecución del proyecto "ordenamiento territorial ambientalmente sustentable" (Universidad de Chile, 2005), relevando y considerando elementos y componentes de la planificación del paisaje. La PIEc se enfoca en definir en el territorio una serie de objetivos ambientales centrados en la protección, la restauración y el desarrollo sustentable del patrimonio natural y el paisaje, permitiendo entenderlo como: "Un plan ambiental que establece objetivos y requerimientos ambientales zonificados para el territorio, de acuerdo al análisis de parámetros de riesgo ecológico, sensibilidad ambiental y presiones presentes en el territorio" (Universidad Católica de Valparaíso, 2017).

2. LA INTEGRACIÓN DE LA PLANIFICACIÓN ECOLÓGICA Y ESTRATÉGICA

Es posible considerar a la PIEc como un insumo para los Instrumentos de Planificación Territorial (IPT), puesto que es capaz de expresar las políticas y los programas de la institucionalidad ambiental, correspondiendo a un instrumento de tipo indicativo. En el proceso de la PIEc se consideran cuatro etapas: inventario, evaluación ambiental, concepto rector (objetivos ambientales) y medidas y requerimientos ambientales. De estas etapas, el concepto rector de los Objetivos Ambientales (OA) ha sido tomado en cuenta por la institucionalidad ambiental en el ordenamiento ambiental a nivel nacional y regional (Contreras et al., 2005; Ministerio del Medio Ambiente y Universidad de Concepción, 2016; Ministerio del Medio Ambiente y Universidad Católica de Valparaíso, 2017).

Por su parte, la PIEs es una herramienta de gestión orientada a la toma de decisiones de las instituciones u organizaciones, enfocadas en el quehacer actual de la sociedad y en el camino futuro que deben recorrer para adecuarse a los cambios y a los nuevos desafíos impuestos por el ambiente, logrando una mayor eficiencia, eficacia, calidad en los bienes y servicios que se proveen (CEPAL, 2009). La herramienta permite establecer de manera consensuada la formulación y el establecimiento de objetivos ambientales de carácter prioritario, junto a los cursos de acción o estrategias para alcanzar dichos objetivos. La PIEs es un proceso continuo que requiere constante retroalimentación sobre el funcionamiento de las estrategias (CEPAL, 2009). Es por ello que los indicadores diseñados deben entregar información relevante para la toma de decisiones sobre las estrategias, permitiendo decidir si son válidas o requieren de un ajuste.

En definitiva, el PEC considera como metodología inicial la PIEc con el fin de construir el inventario donde se evidencian las condiciones ambientales del territorio; a continuación, la PIEs considera un proceso participativo en todas sus etapas, mediante la implementación de diversos instrumentos de consulta ciudadana (entrevistas, talleres, exposiciones, entre otros), que permiten generar una discusión informada sobre el uso del territorio cordillerano de la comuna para construir una visión en conjunto.

3. PLANIFICACIÓN ESTRATÉGICA TERRITORIAL (PET)

El principal producto metodológico de la planificación estratégica territorial es la matriz de sensibilidad la que puede entenderse como una matriz de doble entrada (Figura 1), donde las filas representan una serie de **Objetivos Ambientales Zonificados** (OAZ), que integran la vocación socio ecológica según los lineamientos estratégicos de la comuna de Lo Barnechea, su capital natural y los usos actuales del territorio cordillerano. Las columnas de la matriz de sensibilidad representan las **Prioridades Ambientales Zonificadas** (PAZ), identificadas a partir de la espacialización de un conjunto de **Objetos de Valoración** (OdV) de relevancia legal, ecológica y social.

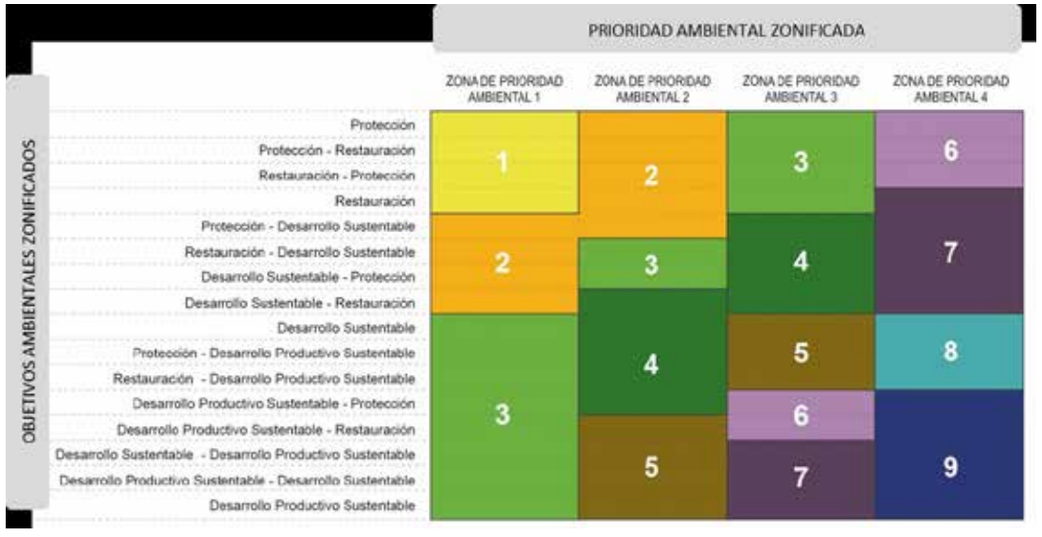
3.1. Objetos de Valoración

Los OdV corresponden a los objetos de conservación que, por norma, tradición, valor ecológico y/o social se localizan y marcan su presencia en un determinado territorio. Determinar la superficie de su influencia es uno de los pilares de la metodología presentada, debido a que estos espacios son los principales escenarios de conflictos socio ambientales. Por ello se optó por seguir un camino semejante a una evaluación ambiental para caracterizar espacialmente la presencia de los OdV, elaborando diversos escenarios de desarrollo estratégico, considerando proyectos de inversión privados y sociales activos en el territorio cordillerano de la comuna (Figura 2). De esta forma, se estableció un inventario territorial con la construcción de variables ambientales, considerando la elaboración de una línea de base de la zona cordillerana de Lo Barnechea, el que se conformó siguiendo lo dictado por la Ley N° 19.300 y las guías de apoyo elaboradas por la institucionalidad ambiental.

La identificación de los OdV rescató los elementos de valor ecológico y social presentes en el ambiente cordillerano, factibles de espacializar en un Sistema de Información Geográfica (SIG), como se muestra en el último paso del flujo de la Figura 2. Con esto se logró una caracterización preliminar de OdV, correspondiente a lo decretado por la normativa nacional vigente y lo reconocido por las comunidades locales rurales de la comuna.

Para espacializar los OdV se asignó un valor representativo a cada unidad territorial que lo contiene, caracterizándola según su grado de

Figura 1. Matriz de Sensibilidad entre objetivos y prioridades ambientales en el territorio cordillerano.



presencia en una cuenca hidrográfica local (Figura 3). Dicha espacialización se realizó de forma directa, considerando el porcentaje de superficie cubierta por cada OdV en la cuenca local o de forma indirecta, realizando una modelación del elemento valorado (como por ejemplo, la presencia de mamíferos). El grupo final de OdV que fueron consensuados con la comunidad se pueden apreciar en la Tabla 1.

3.2. Ejes estratégicos

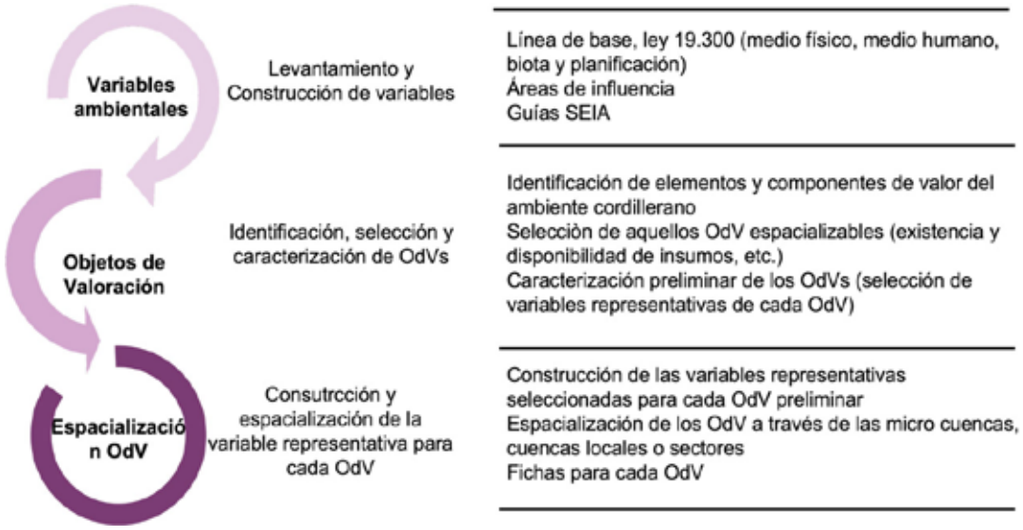


Figura 2. Flujo de actividades y procesos para espacializar los objetos de valoración.

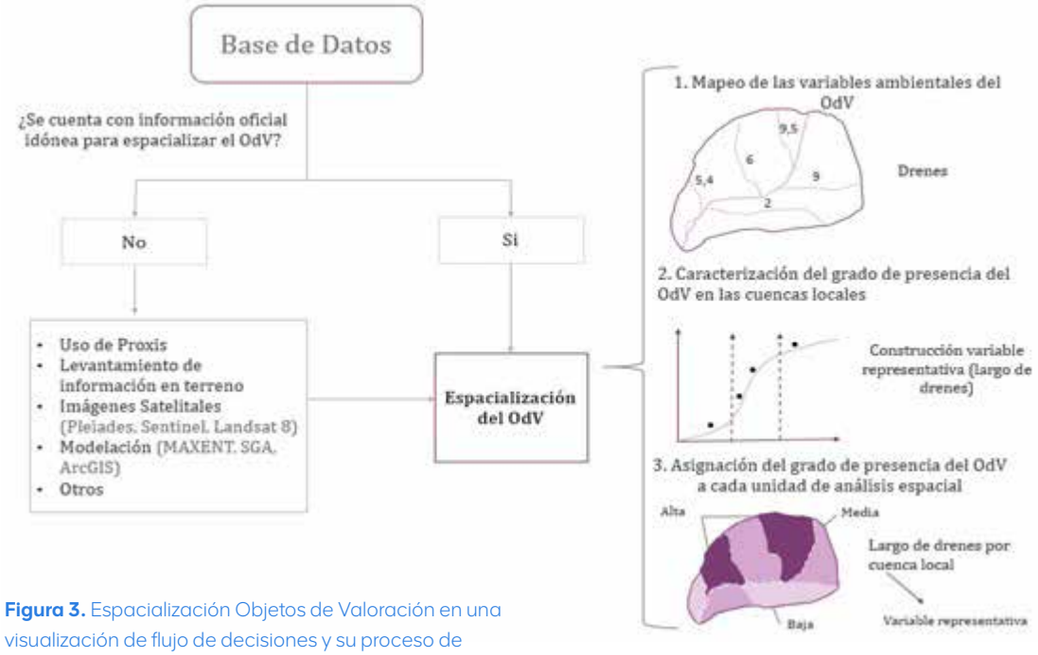


Figura 3. Espacialización Objetos de Valoración en una visualización de flujo de decisiones y su proceso de caracterización.

Tabla 1. Grupo final de objetos de valoración consensuados con la comunidad del sector cordillerano de Lo Barnechea.

Medio	Dimensión	Objeto de Valoración (OdV)
Humano	Valores culturales y naturales	Manifestaciones tradicionales
		Actividades *outdoor*
		Sitios arqueológicos
		Pertenencia comunitaria
	Actividades productivas	Actividad turística
		Actividad minera
	Necesidades de las comunidades	Servicios públicos
		Vías pavimentadas
Físico	Geomorfología	Valles
		Llanuras
		Cimas
		Cabeceras de cuencas
	Atmósfera	Telecomunicaciones
		Cobertura de nieve
	Energía	Infraestructura energética
	Hidrología	Monitoreo calidad de agua
		Monitoreo caudal
		Quebradas y cursos de agua
	Glaciares	Glaciares
	Paisaje	Elementos del paisaje
Biótico	Áreas Protegidas	Áreas oficiales de protección
		Áreas de Conservación de Interés Privado
	Ambientes acuáticos continentales	Ecosistemas azonales
		Presencia de anfibios
	Ambientes terrestres	Ecosistemas de bosques en categoría de amenaza
		Ecosistemas de matorrales nativos
		Ecosistemas de praderas y herbazales
		Presencia de grandes aves
		Presencia de mamíferos
		Presencia de reptiles

Tabla 2. Ejes de planificación estratégica definidos en base a la participación de la comunidad de Lo Barnechea el año 2018.

Ejes estratégicos	Objetos de valoración agrupados
Biodiversidad y Áreas Protegidas	Áreas Silvestres Protegidas, Humedales, Matorral Nativo, Bosque Nativo, Praderas y Herbazales, Grandes Aves, Anfibios, Mamíferos, Reptiles, Elementos del Paisaje
Recursos hídricos	Cimas, Cabeceras de Cuencas, Superficie Anual Cubierta con Nieve, Glaciares, Quebradas y Cursos de Agua, Humedales
Manifestaciones tradicionales	Manifestaciones Tradicionales, Sitios Arqueológicos, Pertenencia Comunitaria, Llanuras
Recreación de montaña	Actividad Turística, Actividades *Outdoor*, Servicios Públicos, Vías Pavimentadas, Elementos del Paisaje.

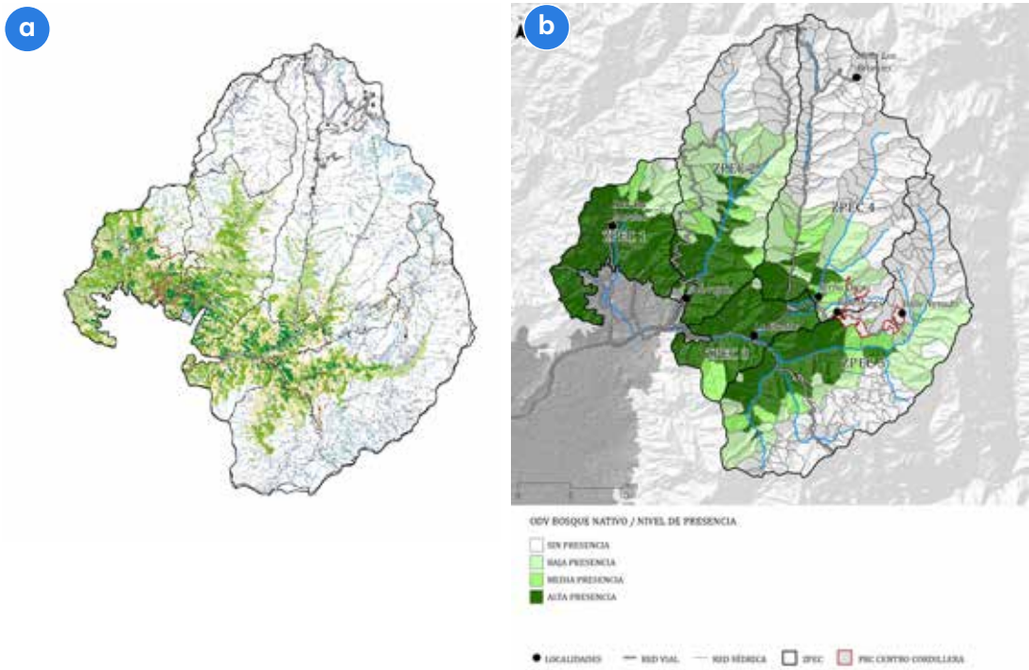


Figura 4. Ejemplo de espacialización de OdV. **a)** variable representativa del bosque nativo. **b)** estado de presencia en el territorio del objeto de valoración bosque nativo (Valenzuela, 2020).

Tabla 3. Intensidad de uso de las actividades desarrolladas en el área de estudio.

Intensidad	Descripción
Nula	Se refiere a zonas sin un uso constante, como las zonas de bosques, glaciares, humedales o que simplemente no tienen elementos naturales particulares, pero que, por su difícil accesibilidad, no cuentan con actividades recurrentes.
Baja	Se refiere a zonas con actividades de bajo impacto, como agricultura de pequeña escala, senderismo, etc.
Moderada	Se refiere a actividades con un impacto moderado, como ganadería, turismo establecido o agricultura a gran escala.
Alta	Se refiere a actividades que tienen un alto impacto en el territorio, como por ejemplo la minería y la infraestructura industrial.

Los ejes estratégicos fueron elaborados considerando componentes de los instrumentos de planificación y desarrollo comunal, así como también los de nivel regional y nacional, estando en línea con los métodos de planificación ecológica desarrollado por la institucionalidad ambiental. En talleres participativos realizados con la comunidad de Lo Barnechea se seleccionaron y ajustaron una serie de lineamientos estratégicos compuestos por el agrupamiento de OdV (Tabla 2).

3.3. Objetivos Ambientales

Uno de los principales aportes de la PIEc es la identificación de los Objetivos Ambientales (OA), los que una vez espacializados permiten establecer indicaciones generales en los instrumentos de planificación territorial. Por ejemplo, en la Figura 4 se pueden apreciar los OA de cobertura de bosque nativo y su respectivo estado de presencia. Este tipo de análisis permite identificar y espacializar a los OA determinados en colaboración con la comunidad, realizando una

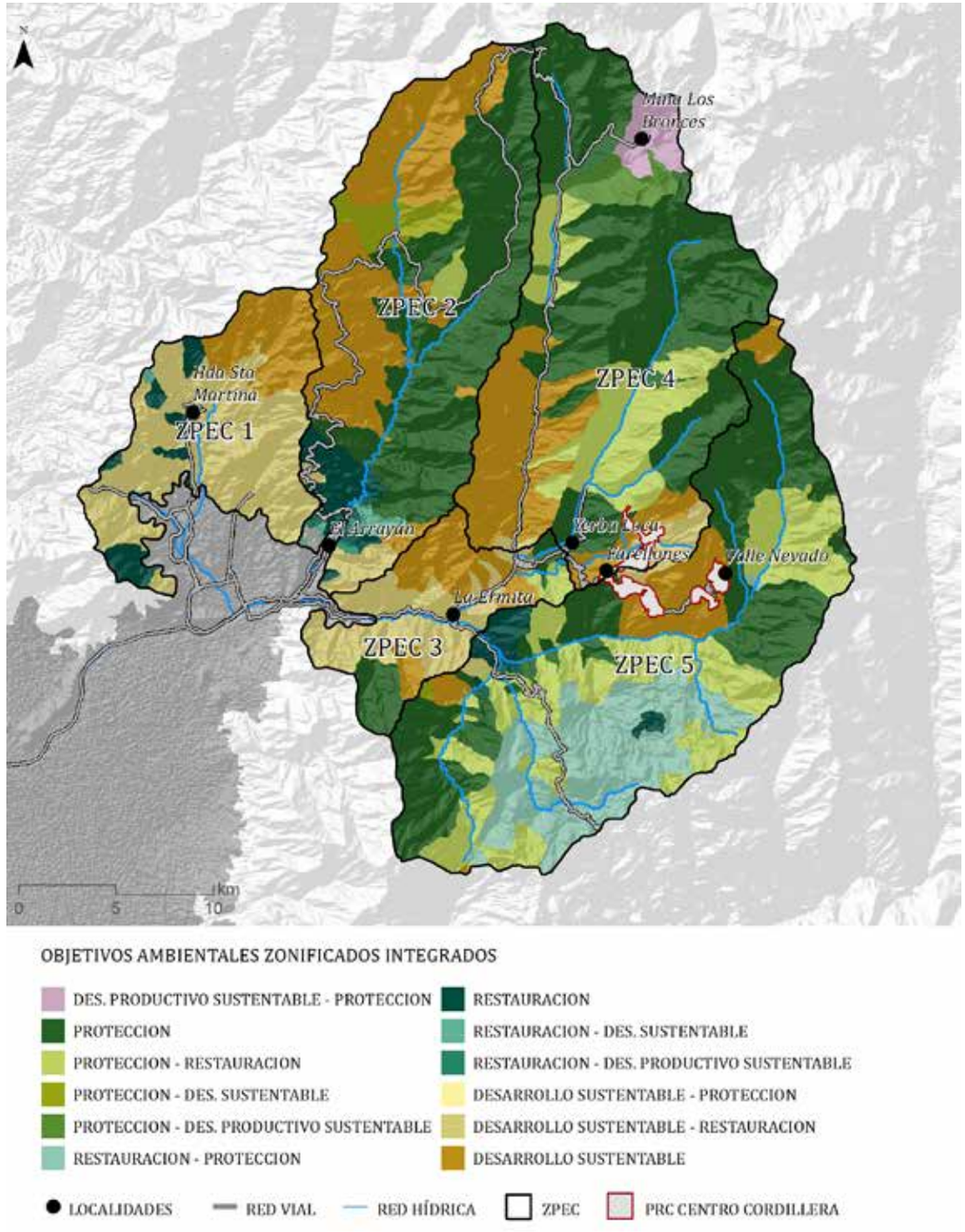


Figura 5. Objetivos ambientales zonificados integrados (OAZI) (Valenzuela, 2020).

zonificación basada en la integración de los OdV en los ejes estratégicos y expresadas según su nivel de presencia a una escala de cuenca local.

3.4. Objetivos Ambientales Zonificados (OAZ)

La espacialización de los OA surge de la integración de los índices de presencia asociados a los ejes estratégicos y las intensidades de las actividades antrópicas que se desarrollan en cada cuenca local del ámbito cordillerano de la comuna (Tabla 3).

Aquellas cuencas locales que poseen un índice de sensibilidad alto (alto valor socioecológico) y un índice de intensidad nulo (baja intensidad de uso de suelo) se identificaron con OAZ de protección; en el otro extremo, aquellas cuencas locales con un índice de sensibilidad bajo (bajo nivel de presencia de atributos ecológicos) y un índice de intensidad alto (usos industriales o residenciales intensivos) se identificaron con OAZ de desarrollo productivo sustentable, siendo posible encontrar múltiples combinaciones intermedias en función de estas dos variables: índice de sensibilidad e índice de intensidad.

3.5. Objetivos Ambientales Zonificados Integrados (OAZI)

La generación de los Objetivos Ambientales Zonificados Integrados (OAZI) fue realizada mediante la obtención de los OAZ para cada eje estratégico previamente definido, siendo integrados en forma jerarquizada usando como referencia la normativa del territorio cordillerano (Tabla 4). Se utilizó la cobertura del Plan Regulador Metropolitano de Santiago (PRMS) del año 1994, considerando como referencia espacial la tipología de descripción de usos permitidos, logrando incorporar la variable normativa en el análisis territorial.

Luego de este paso, se consideró también una cobertura de restauración en el área cordillerana, generada gracias al trabajo en conjunto con un experto nacional en la materia, Pablo Becerra, doctor en ciencias de la Universidad de Chile e investigador CAPES. Al interceptar esta cobertura con los OAZ, se logró considerar la temática de la restauración ecológica al modificar los OA de protección por restauración. Finalmente, el resultado integrado de los OAZs se presenta en la Figura 5.

3.6. Prioridades Ambientales Zonificadas (PAZ)

Dentro del Inventario Territorial desarrollado para el PEC se reconocen ciertos elementos ambientales identificados como OdV que, para fines del presente estudio se consideran con una mayor prioridad al momento de la planificación y zonificación final, tanto desde el punto de vista ambiental como legal.

A partir de las variables representativas de los OdV de mayor relevancia y sus zonas de amortiguación, se identificaron seis elementos ambientales prioritarios, (Tabla 5). Su priorización sobre las otras variables representativas se da por su aporte

al mantenimiento de los ecosistemas y sus servicios ecosistémicos, por ser destacados en distintas jornadas de trabajo con la comunidad y por contar con protección legal, ya sea en decretos supremos u otros instrumentos de planificación, descritos más adelante.

Tabla 4. Integración de los objetivos ambientales zonificados y su descripción según el Plan Regulador Metropolitano de Santiago (PRMS).

OAZ/Eje Estratégico	Descripción PRMS-94
OAZ Biodiversidad y áreas protegidas	Área silvestre protegida
	Zona faena minera Disputada de Las Condes
OAZ Recursos hídricos	Preservación recurso nieve
OAZ Manifestaciones tradicionales	Preservación ecológica
OAZ Recreación de montaña	Área urbanizada o con límite urbano
	Equipamiento deportivo complementario a la nieve

Tabla 5. Clasificación Prioridades Ambientales.

Prioridad ambiental	Descripción	Elementos que considera
1	Elementos hídricos protegidos por Ley	Ríos Quebradas Zonas de amortiguación ríos Zonas de amortiguación quebradas Glaciares Humedales Zona de amortiguación humedales (60 m)
2	Elementos vegetales protegidos por Ley	Bosque Nativo Matorrales
3	Principales zonas de amortiguación (*buffer*)	Cuenca glaciar (zona de amortiguación glaciares) Zona de amortiguación humedales (340 m) Zona de amortiguación bosque nativo (600 m)
4	Zonas sin elementos de prioridad ambiental	No aplica

Para términos del PEC los elementos ambientales prioritarios corresponden a:

- Ríos y Quebradas
- Glaciares
- Humedales
- Bosque nativo (especies arbóreas)
- Matorrales (especies arbustivas)

En una segunda instancia, se establecieron las zonas que, en virtud de su proximidad con estos elementos ambientales prioritarios, debían tener especial consideración. Estas zonas próximas, corresponden a lo que en la literatura especializada se conoce como *"buffer"*. Las distancias consideradas como próximas para cada uno de los elementos prioritarios han sido validadas científicamente y diferenciadas para cada elemento ambiental prioritario. Estos *buffers* permiten crear zonas de amortiguación, las cuales consisten en una superficie mínima que permite proteger y conservar los elementos de interés.

Desde la perspectiva de la PIEs, estos seis elementos prioritarios y sus respectivas zonas de amortiguación permiten generar una zonificación del territorio en función de su sensibilidad en respuesta a la intensidad de las actividades antrópicas que pueden ocurrir. Con estos datos se obtienen las Prioridades Ambientales Zonificadas (PAZ), que consisten en un criterio de zonificación para niveles de protección ambiental del territorio. En ese sentido, las zonas en donde existen elementos de prioridad 1 son aquellas que, para conservar su funcionamiento ecológico de manera adecuada, requieren de un uso nulo a muy bajo; por otra parte, se recomienda localizar las actividades de mayor intensidad en las zonas con prioridad ambiental 4. Tales prioridades ambientales y sus respectivos elementos son detallados en la Tabla 5 y representados espacialmente en la Figura 6.

3.7. Grados de intervención Matriz de Sensibilidad

Considerando el cruce entre las PAZ, que implican la importancia de determinados elementos ambientales y los OAZ, que reflejan la vocación actual del territorio considerando la presencia de elementos territoriales y las intensidades de uso de suelo actuales, se estableció una zonificación de matriz de sensibilidad (Figura 7), comprendida como la espacialización de ponderaciones de protección ambiental en territorios cordilleranos. En ésta se agrupan distintas combinatorias en relación a la capacidad de carga que tiene el territorio. Por ejemplo, una zona que tenga prioridad ambiental 1 y un objetivo ambiental de protección debería tener consideraciones ambientales muy similares a una prioridad ambiental 1 con un objetivo ambiental de restauración.

En este caso específico se definieron nueve grupos, donde el primero implica una sensibilidad mayor subiendo progresivamente al noveno nivel, donde al no reconocer prioridades ambientales zonificadas a proteger, sería aceptable recomendar intervenciones de mayor intensidad. En ese sentido, la matriz de sensibilidad toma el rol de una hoja de ruta, a partir de la cual es posible realizar una recomendación de dónde

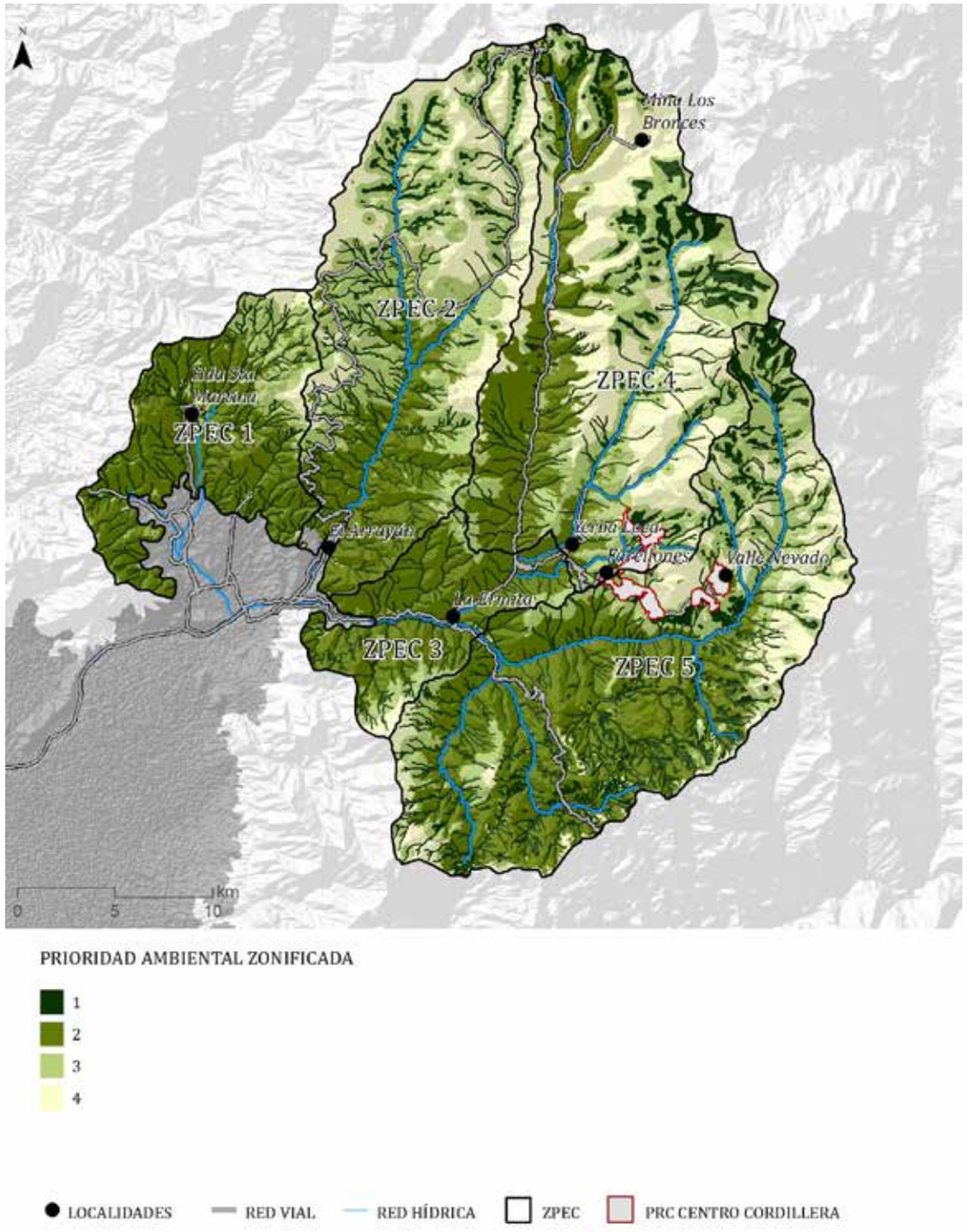


Figura 6. Prioridades ambientales zonificadas (Valenzuela, 2020).

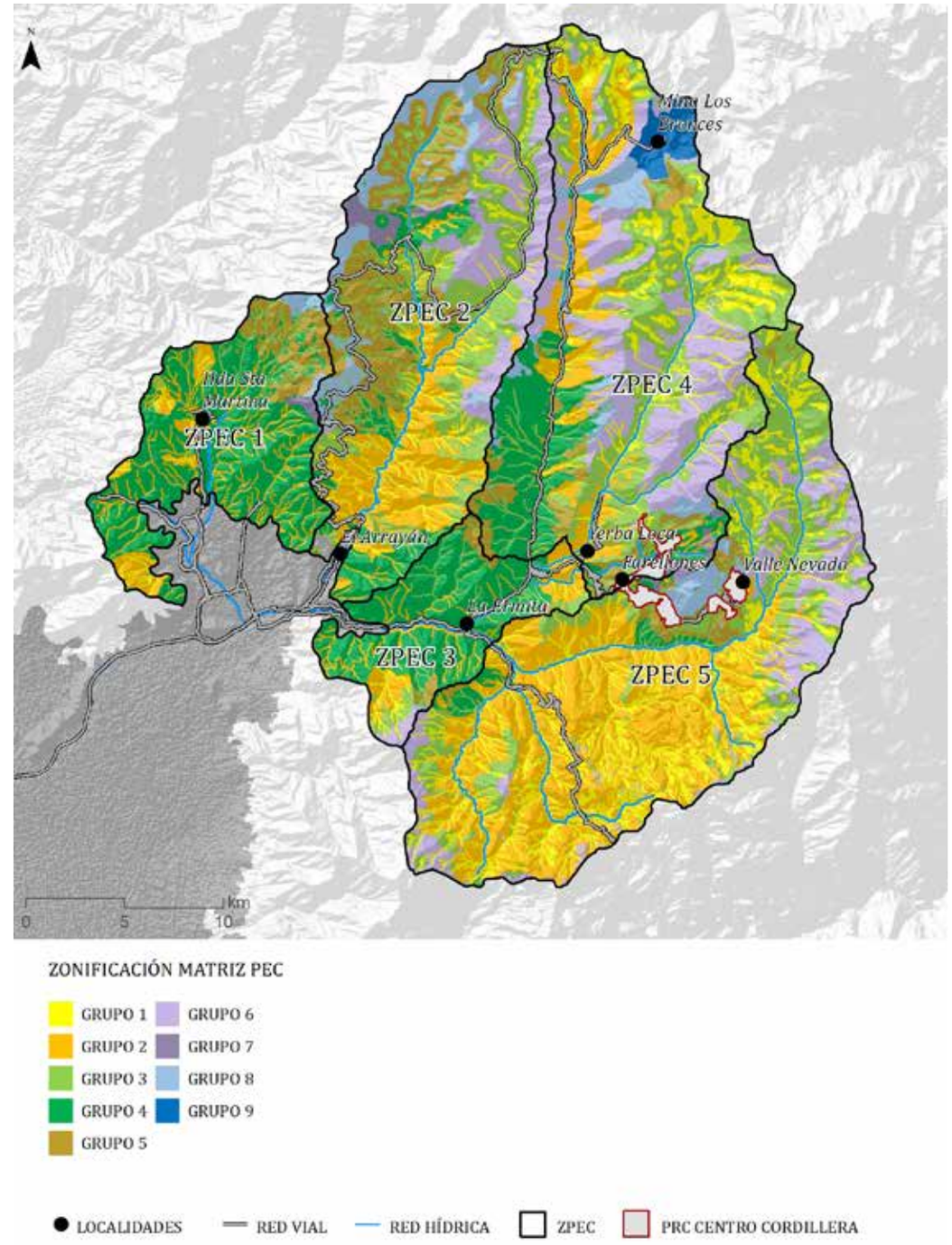


Figura 7. Zonificación derivada de la matriz de sensibilidad (Valenzuela, 2020).

se podrían emplazar las iniciativas que se requieran en el territorio.

A su vez estos grupos se detallan en cuanto a su distribución espacial en cada una de las zonas del ámbito total de cordillerano de la comuna de Lo Barnechea. Estas zonas son principalmente determinadas por las definiciones de cuencas hídricas locales, a excepción de la zona 3 que se escinde de la zona 4 debido a la alta densidad de población en comparación con el área restante de la cuenca. Estas zonas se han determinado como Zonas de Planificación Estratégica de Cordillera (ZPEC) (Figura 7).

4. DISEÑO Y PARTICIPACIÓN

La propuesta para desarrollar el PEC tiene como parte esencial el uso de instrumentos y diseño de paisaje que permitan ofrecer instancias de retroalimentación durante el estudio, especialmente en las instancias participativas y de seguimiento. En particular, la mantención de un diálogo constante en todas las etapas del proyecto ha sido de suma relevancia para incorporar las aspiraciones y roles de cada actor local en el planteamiento del PEC.

Como explica Anita Berrizbeitía, directora del Departamento de Arquitectura del Paisaje de la Universidad de Harvard, existe una deuda en términos de planificación en territorios cordilleranos, que han sido constantemente invisibilizados. Berrizbeitia recalca que es momento de dedicarse al cuidado y a la planificación de las cordilleras en Latinoamérica. Una forma de entender la planificación de la montaña es comprender la importancia que tiene el acceso a ésta. Hoy el paisaje se percibe en su mayoría desde la carretera, por lo tanto, las herramientas propuestas representan una manera de traer una visión del paisaje de montaña a las personas, permitiendo que la ciudadanía conozca, viva, cuide y exija una protección a este ecosistema.

En base a ello, Berrizbeitia recalca la importancia de que una forma de construir un mejor proyecto es creando instancias de diálogo, manteniendo la concordancia de los intereses y la armonía en las comunidades:

"Creo que lo que han hecho ahora es muy importante, porque hay que crear un plano base, donde todo el mundo tenga un entendimiento geográfico y ambiental de ese sector de la cordillera que se ha compartido. Una vez que se entienda de qué tipo de territorio estamos hablando, de qué se puede hacer con ese territorio, entonces ahí se crea una base que después se puede discutir con todo esto"

(Berrizbeitía, 2018).

4.1. Metodología de participación a través de instrumentos de escenarios

El PEC toma como metodología inicial la planificación ecológica con el fin de crear una base donde se presenten las condiciones ambientales del territorio para avanzar hacia un plan estratégico en base a un proceso participativo que implemente instrumentos en todas sus etapas que permitan generar una discusión informada sobre el uso del territorio cordillerano de la comuna con el fin de construir una visión en conjunto. Para lograrlo, se recurre a la producción prospectiva de diseños de paisajes para enfrentar diversos desafíos y diversidad de visiones que presenten los actores territoriales. Estos diseños constituyen un instrumento ventajoso para la comprensión anticipada de dinámicas territoriales y sus potenciales tendencias de desarrollo, en contextos que están marcados por cambios sociales, decisiones y debates colectivos con conflictos, y escasa capacidad de gobernanza. Esta herramienta también permite situar a los actores locales y actores clave dentro de una estrategia común, dejando agendas voluntaristas para basarse en una convergencia posible y deseable para llevar a acciones tendientes a un ordenamiento acorde a las metas de planificación estratégica ambiental de montaña (Godet y Durance, 2009)

El uso de escenarios permite enfrentar una diversidad de modelos de desarrollo en un ámbito de territorio de alta competencia y conflicto, de modo que las exigencias de la sociedad civil, actores claves, comunidades locales, instituciones, entidades y el estado en sus diversos niveles de gobernanza sean capaces de mirar el futuro de un vasto territorio de un modo diferente. Esto con el fin de que, al tomar las decisiones desde un plano económico, también sean aceptables y convivan con la perspectiva social y del medio ambiente.

La estrategia de construcción de escenarios se usó para comprender los cambios y potenciales futuros de los contextos de un territorio, con el fin que fuesen guías o marcos de la discusión. La idea era poder llegar a expresión de mayores retos y establecer rutas de acciones para lograrlos a través de las intervenciones en el territorio.

4.2. Planificación territorial

Dentro de los principales desafíos a la hora de elaborar un plan estratégico, en particular en un área urbano-rural con alta intensidad y diversidad de ecosistemas, usos y actores como el territorio de montaña de la comuna de Lo Barnechea, se encuentra la definición y consenso de una imagen o visión común entre sus actores, que oriente y priorice las acciones que son necesarias para alcanzar el desarrollo deseado para el territorio a mediano y largo plazo. De esta manera, la creación de escenarios de desarrollo en el planeamiento estratégico urbano y territorial es una herramienta que facilita y sistematiza la reflexión colectiva sobre el territorio y la construcción de imágenes sobre un futuro deseado (Astigarraga, 2009).

"En los términos más simples, la visión es un proceso de planificación a través del cual una comunidad crea una visión compartida para su futuro y comienza a hacerla realidad. Tal visión proporciona una superposición para otros planes, políticas y decisiones de la comunidad, así como una guía de acciones en la comunidad en general"

(American Planning Association, 2006).

De acuerdo con Godet y Durance (2019), el enfoque participativo en la metodología de escenarios de desarrollo responde a un nuevo modo de "gobernanza" que asocia a instituciones públicas, actores sociales y organizaciones privadas en la elaboración, implementación y seguimiento de las decisiones colectivas, capaces de suscitar una adhesión activa de los ciudadanos. En el caso del PEC, el debate sobre distintos escenarios de desarrollo que permitieran consensuar una visión común contó con la participación de vecinos, organizaciones sociales, empresarios e instituciones públicas (entre otros actores), cuyo involucramiento permitió levantar consensos y discrepancias sobre modos de conservación, diversificación y/o intensificación del territorio. En este sentido, la elección de un escenario sobre otro fue menos importante que el proceso colectivo de reflexión en torno a estos, cuyas conclusiones permitieron finalmente guiar el proceso de elaboración de una estrategia que integre diversos modos según las particularidades del territorio y la visión de sus actores.

El desarrollo de *"la visión puede plantear nuevas demandas o planificación. Extiende el papel tradicional de los planificadores, recurriendo a nuevas habilidades y competencias. Exige mayores niveles de diálogo y confianza con el público. En última instancia, en la medida en que la visión se extienda más allá del dominio tradicional de la planificación, requiere una comunicación y colaboración intersectorial más efectiva"*

(American Planning Association, 2006).

4.3. Escenarios y participación

Los escenarios han sido utilizados como un futuro posible y flexible. Es un futuro posible por cuanto responde a una dimensión conocida de factores: las regulaciones actuales, los valores ambientales, los objetos de valoración entre otros. Por otro lado, es flexible desde la condición de aquellos factores sociales, técnicos, económicos, ambientales y políticos que pudieran cambiar y por ende dejar invalidados o desactualizados al escenario para un momento definido al cual buscaba responder.

Los escenarios en el contexto del PEC han estado cercanos a una visión sistémica de pensamiento también denominado *System Thinking*.

"[...] Un sistema no es solo una antigua colección de cosas. Un "sistema" es un grupo interconectado de elementos que está coherentemente organizado en una forma que alcanza algo. Si uno mira detalladamente a la definición por un minuto, uno puede ver que un sistema consiste en tres tipos de cosas: elementos, interconexiones, y una función o motivo [...]"

(Donella, 2008).

A través de esto, la planificación territorial logra, a través de la construcción del escenario como herramienta de vinculación, plantear una estructura que permite incorporar múltiples factores y buscar cruces complejos que abran la discusión acerca de futuros no esperados. La incorporación del futuro no esperado tiene que ver con la forma en que los escenarios se articulan con la participación: esta no responde a una instancia de validación o consenso, sino por el contrario,

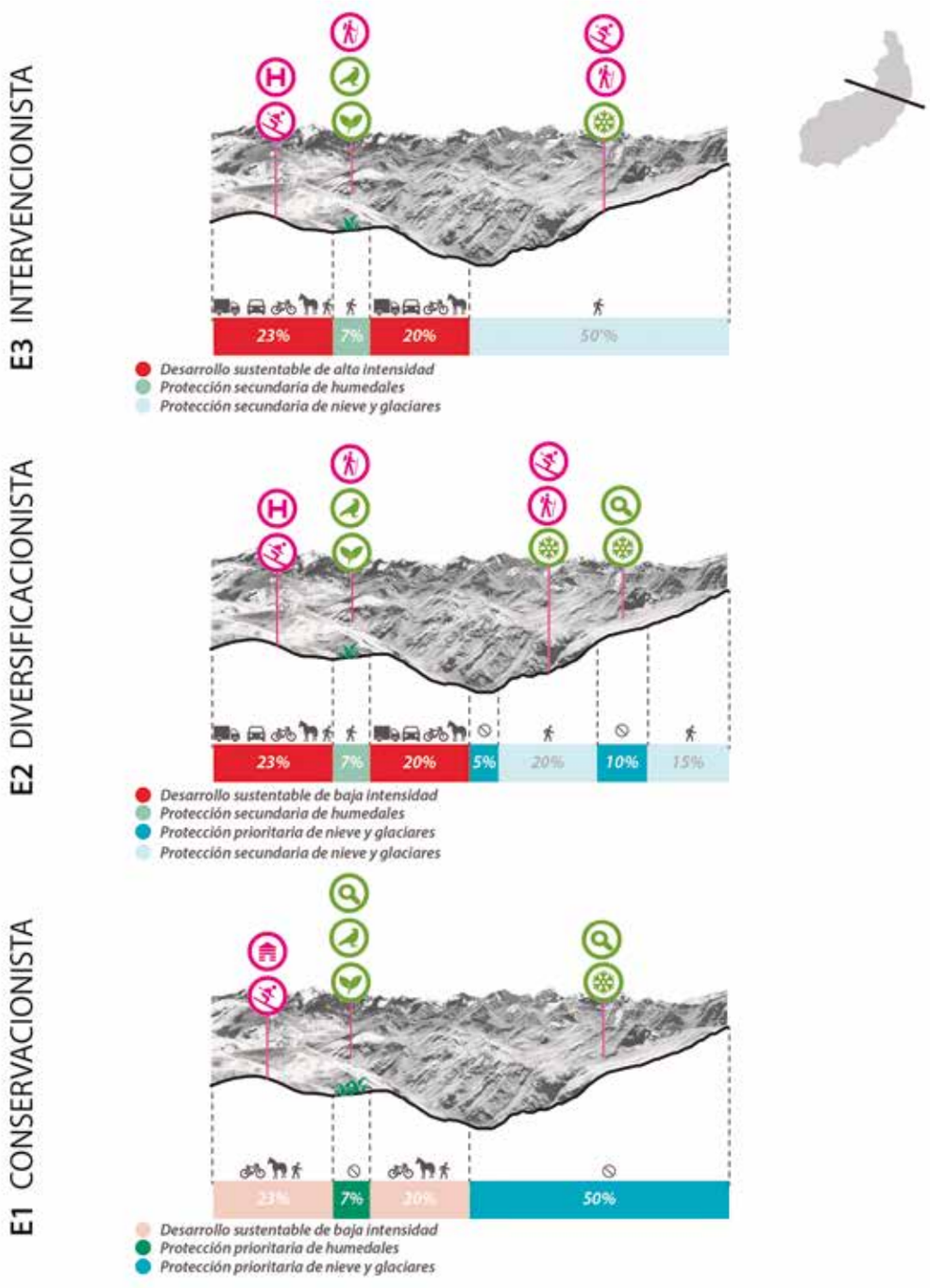


Figura 8. Distintas prioridades ambientales zonificadas ilustradas en escenarios ZPEC5. Se representan tres escenarios con distintos elementos de "Protección" y "Restauración", "Desarrollo sustentable" y "Desarrollo productivo sustentable" (Valenzuela, 2020).

Figura 9. Esquema representativo de tres escenarios de diversificación. **a)** escenario de conservación, que prioriza los objetivos ambientales "protección" y "restauración", por sobre los objetivos ambientales de "desarrollo sustentable" y "desarrollo productivo sustentable"; **b)** escenario de diversificación. Este escenario prioriza de igual forma los objetivos ambientales "protección", "restauración", "desarrollo sustentable" y "desarrollo productivo sustentable"; **c)** escenario de intervención. Este escenario prioriza los objetivos ambientales "desarrollo sustentable" y "desarrollo productivo sustentable", por sobre los objetivos ambientales de "protección" y "restauración" (Valenzuela, 2020).

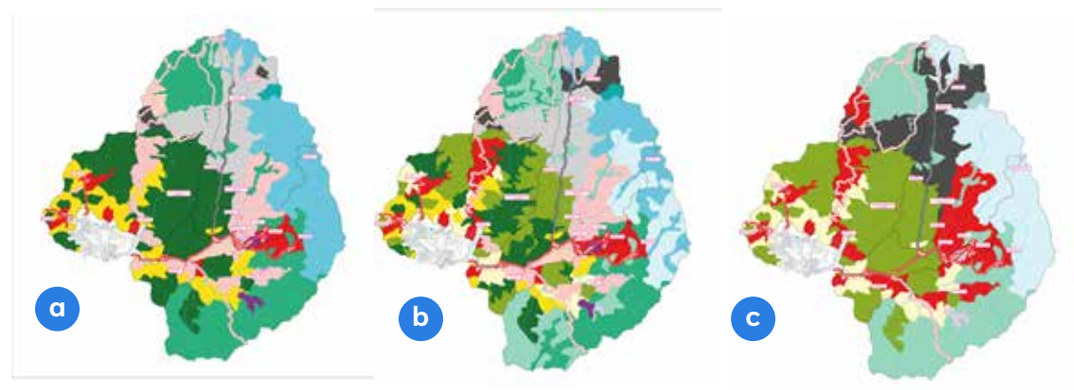


Figura 10. Cartografías territoriales de los escenarios de **a)** conservación, **b)** diversificación e **c)** intervención (Valenzuela, 2020).

es la plataforma a través de la cual el factor inesperado emerge. Sus múltiples instancias de diálogo y co-construcción, hace que el escenario y la participación sean un *loop* de retroalimentación continuo, el cual no sólo modifica al escenario, sino muchas veces también transforma la visión de los mismos actores, donde lo que antes podría parecer improbable o sin valor, en una segunda interacción podría ser posible y deseable. Tal como se muestra en las Figuras 8 y 9, los esquemas de escenarios ayudan a representar perspectivas que pueden estar orientadas a la intervención, diversificación o conservación.

Para buscar la retroalimentación entre los escenarios planteados y facilitar la modificación de los mismos por parte de los actores presentes en las actividades de participación, se presentaron tres escenarios de condiciones contrastantes basados en las diferencias representadas en la Figura 9. Dichos escenarios resultan de que los objetivos ambientales zonificados, que

Figura 11. Imágenes que representan los escenarios de **a)** conservación, **b)** diversificación e **c)** intervención (Valenzuela, 2020).

surgen del relevamiento de los valores y las condiciones ambientales existentes, pudieran interpretarse en un determinado contexto social, político o económico, con un grado de mayor prioridad o con una carga territorial de mayor intensidad, sin necesariamente modificar su condición de OAZ. Para ello, tres escenarios fueron propuestos: Conservación, Diversificación e Intervención (Figura 10).

En el escenario de conservación, la protección y restauración son consideradas prioritarias mientras que el desarrollo sustentable y el desarrollo productivo sustentable son definidos de baja intensidad. En el escenario de diversificación, la protección y restauración resultan prioritarias o secundarias, dependiendo de las relaciones espaciales que definan la condición territorial, mientras que el desarrollo sustentable y su símil productivo son igualmente dependientes de las distancias hacia los elementos sensibles del territorio, permitiendo tanto alta como baja intensidad. Finalmente, en el escenario de Intervención, la protección y la restauración son de carácter secundario, mientras el desarrollo sustentable y el desarrollo productivo sustentable permiten una cobertura de alta intensidad. Los tres escenarios además fueron ilustrados con imágenes representativas de los niveles de intervención territorial (Figura 11).

Llevar estas polaridades a un proceso participativo es una operación que, si bien no es vinculante o definitoria de un desarrollo en particular, permite avanzar mucho más allá. La fricción y la tangencialidad de las diferentes formas de ocupación planteadas establece relaciones entre las piezas que conforman los escenarios, que introduce a la discusión, no de lo que se puede hacer en un determinada área del territorio respecto a otra, sino en cómo un uso específico afecta a otra área cercana. Esto abre entre los actores un visión acerca de los tres escenarios que exige una reflexión ecológica, donde a la relación entre las partes se le reconoce mayor relevancia que a la parte en sí.

5. PROTOTIPOS

5.1. Prototipos en forma de diseño

Con el objetivo de avanzar desde una planificación ambiental hacia una planificación estratégica, el PEC aborda la arquitectura del paisaje como una estrategia táctica de planificación, que permita vincular los objetivos ambientales propuestos (OAZ) con la carga humana sobre el territorio. Así, a través de la conceptualización y elaboración de proyectos prototipos llamados Pilotos, el plan desarrolla estrategias de paisajes que, permiten visualizar perfiles de intervención, a corto y largo plazo, sobre el territorio.

De acuerdo a Steiner (1991), el paisaje o la arquitectura del paisaje es una forma de planificación, o más precisamente, *"el paisaje proporciona el medio para la planificación y los paisajes son resultado de la planificación"*. En este sentido, la arquitectura del paisaje permite anticipar escenarios futuros y elaborar guías que dirijan el devenir de un territorio, con un particular enfoque en su capacidad de carga y adaptación frente a presiones económicas, sociales y climáticas, entre otras (Figuras 12 y 13).

La definición de pilotos, más que proveer un proyecto en particular o una forma determinada con medidas definidas, busca establecer estrategias posibles, para las cuales es fundamental comprender la complejidad del sitio mediante un nuevo imaginario y también un

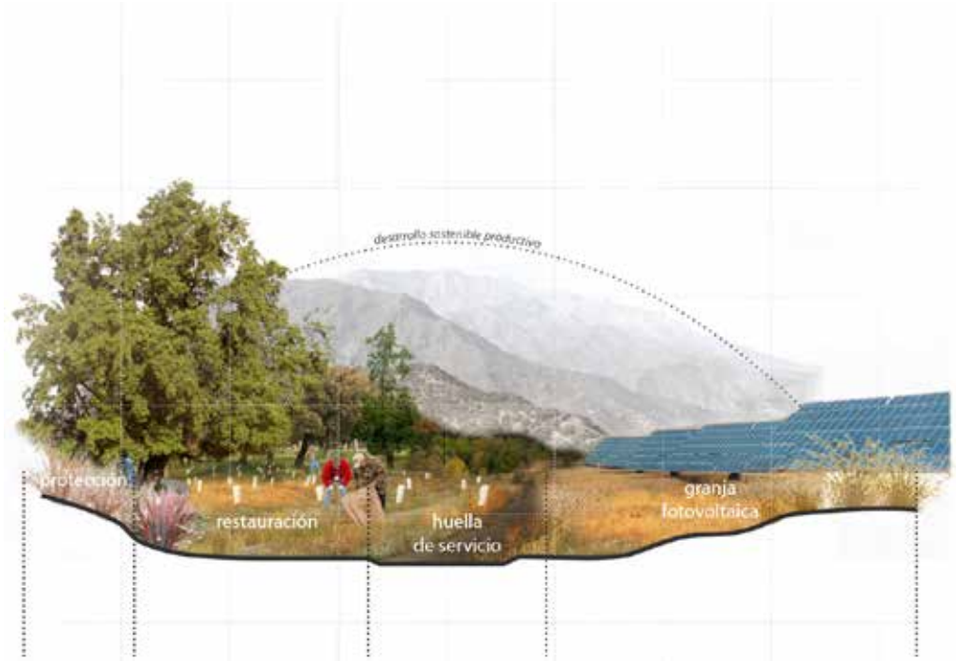


Figura 12. Representación Piloto ZPEC2 (Valenzuela, 2020).

Figura 13. Representación Piloto ZPEC4 (Valenzuela, 2020).

nuevo vocabulario. Esto es lo que permite "alimentar" a estos pilotos para que sean resilientes frente a los cambios y adaptables en el tiempo y el largo plazo. Ejemplos de lo anterior, son los trabajos "SOAK" y "*Petrochemical America*", realizados por los arquitectos del paisaje Anuradha Mathur y Dilip Da Cunha y el fotógrafo Richard Misrach y la arquitecta del paisaje Kate Orff, respectivamente.

"SOAK", es un trabajo bibliográfico cuyo caso de estudio aborda las constantes inundaciones que aquejan a la ciudad de Mumbai (emplazada sobre un estuario), las cuales hasta el momento han sido abordadas desde la resistencia y no desde la adaptabilidad hacia un fenómeno vivo y cambiante. Para ello, los arquitectos plantean la creación de un nuevo vocabulario e imaginario -del *flood* (inundación) al *soak* (remojo)- que permita guiar la elaboración de proyectos anticipativos y resilientes:

"Estas intervenciones no funcionan ante escenarios finales. Son más bien semillas con el potencial de desplegar y ampliar las posibilidades en más de una manera, sobreviviendo de forma oportuna con agilidad y tenacidad tal como los paisajes de Mumbai"

(Anuradha y Da Cunha, 2009).

Similar estrategia es utilizada por los autores de "Petrochemical America" (Misrach y Orff, 2012) para enfrentar los altos e históricos impactos negativos de la industria petroquímica sobre el ecosistema del río Mississippi y sus localidades aledañas, para el cual se elabora un glosario titulado "Glosario de Términos y Soluciones para una Cultura Post-Petroquímica", cuyo objetivo es visualizar y educar sobre los patrones de consumo, desechos, paisaje y urbanización que originan e intensifican las formas de desarrollo de la industria petroquímica:

"El Glosario mira más allá de las vías legales y políticas tradicionales hacia los efectos acumulativos de los comportamientos individuales, y abarca las asociaciones público-privadas como los principales impulsores de la transformación"

(Misrach y Orff, 2012).

Los pilotos son entonces estrategias adaptables y diseñadas de forma abierta, con el propósito de actuar bajo la multiescalaridad y temporalidad del territorio, reconociendo la multiplicidad de actores, disciplinas e iniciativas que pueden contribuir en su planificación. De esta manera, la fortaleza del plan radica en su capacidad de guiar (y no de restringir), las formas en que el hombre se relaciona con el paisaje y sus valores ambientales.

5.2. Intensidades, Iniciativas y Prototipos

La propuesta de escenarios y su validación permite que la comunidad visualice las tendencias de cambio que podría presentar el territorio a través de estas polaridades. Para poder avanzar hacia una planificación del territorio, es necesario no solo reconocer a través del paisaje si algo tendrá una alta intensidad de desarrollo o baja protección ambiental, sino que establecer el paisaje como una herramienta para definir el presente y expresar el futuro. Para ello, se ha incorporado la condición de carga humana al territorio, o lo que podríamos entender como la intensidad que el territorio puede tolerar a través de la incorporación de infraestructuras de conectividad, actividades, equipamientos o programas.

El paisaje es de esta manera entendido como un medio a través del cual construir la urbanización contemporánea, por su capacidad de implementar estrategias combinatorias de múltiples capas, flexibles y estratégicas (Waldheim, 2006).

Para poder visualizar y representar la carga territorial deseada, cuatro intensidades de iniciativas han sido planteadas, las cuales van de: 1) nula o baja; 2) baja a media; 3) media a alta; y 4) alta a muy alta, tal como se indicó en la Tabla 3. Ellas son luego cruzadas con cuatro tipos de iniciativas, que consisten en una propuesta de categorías que permitan incorporar la mayor cantidad de tipos de intervenciones posibles. La primera es conectividad y responde a aquellas obras que permitan las conexiones necesarias para comunicar dos puntos a través de un traslado. En ellas cabrían senderos, ciclovías, caminos rurales o calles pavimentadas para cada intensidad respectivamente. Segundo, las actividades son programas que pueden ser propuestos sin la necesidad de construir una estructura para su desarrollo y que por lo tanto tiene una fuerte componente de uso al aire libre y que principalmente su impacto depende no tanto del tipo de actividad sino de la intensidad y personas que lo desarrollan. En ellas se encuentran actividades livianas como el senderismo, pasando por el ciclismo, actividades masivas de competición deportiva hasta llegar a usos de mayor intensidad como la ganadería. En equipamientos se consideran las infraestructuras o edificaciones necesarias para llevar a cabo las actividades. Si un senderismo articula una serie de paradas en el camino, estos podrían constituirse en miradores o estaciones que apoyen a esa actividad, pero que su impacto en el territorio será mayor que la actividad misma. Así, equipamientos desde miradores, refugios, torres de alta tensión u hoteles responderían a cada una de las intensidades. Finalmente, está la categoría de programas, que consisten en líneas de desarrollo con objetivos específicos y que requieren de incorporar las tres anteriores en un largo plazo.

La definición de esta categorización de intensidades e iniciativas es una respuesta metodológica para organizar el traspaso desde una instancia participativa, donde las iniciativas o programas han sido relevados desde la comunidad, hacia una estructura propositiva que les permita ser organizados y entendidos a través de la afectación que cada uno de ellos podría tener sobre el territorio natural. Según se explica en el documento "Un Mejor Estado para Chile" (Consorcio para la Reforma del Estado, 2009), el medio ambiente es una de las preocupaciones más relevantes de la era moderna, por lo que la manera como se hace gestión en esta materia no puede estar ajena a los municipios. En ese sentido, el Plan Estratégico Cordillera (PEC), desarrollado para la Municipalidad de Lo Barnechea, se entiende como una herramienta de gobernanza del suelo no-urbano con dimensiones ecológicas, recreativas y productivas, para imaginar y construir el territorio de montaña con una visión integrada.

6. CONCLUSIÓN

Si bien es cierto que en las temáticas ambientales existe un considerable déficit de producción sistemática de información oficial, también es necesario considerar que, debido al aumento de la conciencia ambiental por parte de la ciudadanía, la demanda por información se ha transformado en una obligación que facilita los procesos de participación y validación social. En ese sentido, El Plan Estratégico Cordillera ha generado un inventario de información y una herramienta de gestión territorial que funciona como la base del sistema de seguimiento tanto para el municipio como para el público en general.

En ese sentido, la experiencia del Plan Estratégico Cordillera ha dado claras luces de modos de planificación contemporáneas desde una perspectiva indicativa, colaborativa, y dinámica. Estos valores de la planificación son cruciales para comprender demandas crecientes a nuestros territorios de montaña. En caso de estudio presentado son particularmente importantes las conclusiones y aprendizajes derivados de las herramientas en dos aspectos. Por una parte, un instrumento indicativo y orientador del desarrollo, accesible a todos los actores claves, y de revisión continua como aporte al diálogo, como es la Matriz de Sensibilidad. Por otra parte, herramientas de diseño utilizadas como elementos de participación para tener una mejor focalización en la conversación y participación como insumo para las determinantes del desarrollo del territorio de montaña.

La participación ciudadana ha ido formando parte de las diferentes esferas de planificación en Chile. Más

aún no sólo hoy son una fase casi obligatoria en la implementación de política pública, sino que además han integrado formal y legalmente parte de los propios procesos.

Si bien la participación ha permeado la gobernanza, desde un punto de vista del impacto en las tomas de decisión surgen una serie de dudas y críticas. Los niveles de participación se dividen en ocho escalas, segmentadas en no participación, representación y participación. La participación si ha sido incorporada en sus dos niveles más básicos de la función de representación -el de información y consulta de la decisión–.

La experiencia con la metodología expuesta es que la participación funcional efectivamente pasa de una dimensión de representación a una de participación efectiva. Ello debido a que parte importante de las fallas en los procesos de participación ha sido la escasez de instrumentos efectivos que colaboren en la delegación de decisiones sin tener la amenaza de perder el sentido del proceso de la propuesta de presentada. Para ello la metodología consideró no sólo el proceso técnico explicado antes, sino que también una participación activa en cada una de sus fases. Estas se explican como procesos, operaciones y capacidades. La metodología concibe el rol del ciudadano con un protagonismo central y activo en la modelación de ésta. En esta línea, la participación en la gestión de herramientas para la política pública se hace necesaria e imprescindible: los ciudadanos participan en las decisiones públicas, dejando el rol pasivo del usuario y el instrumental del cliente.

La forma en que el paisaje opera como herramienta, no es a través de la construcción de estas categorizaciones, sino que ellas son una instancia intermedia para demostrar, hasta cierto punto de manera abstracta, los usos o actividades, que en la realidad nunca se ejecutan de manera literal o rígida con la estructura planteada. Así la capacidad real del paisaje respecto a la comunicación de la capacidad de carga, es el construir los híbridos territoriales que pudieran darse de la combinación de las iniciativas con sus diferentes intensidades. Esto se ha desarrollado a través de pilotos de paisaje, los cuales nos son proyectos sino estrategias intencionadas para visualizar perfiles de intervención provenientes de una extensa colaboración con la comunidad. Esta es el centro de los pilotos por cuanto ellos se plantean como una herramienta para hacer visible los conceptos de desarrollo, intervención, conservación u otros que pudieran incorporarse a una discusión como esta, pero que resultan difíciles para poder expresar a una audiencia mayor. ¿Qué es lo que entendemos por desarrollo sustentable o cuál es la diferencia entre restauración o protección? Estas preguntas usualmente tienen una respuesta técnica que termina por no ser operativa para poder apoyar un trabajo multisectorial. El paisaje en este sentido, se consolida como una herramienta de diseño para el diálogo y para validar el trabajo del PEC.

Este nuevo rol en materia de gestión de herramientas de política pública, incluye una perspectiva diferente y más compleja del ciudadano. Esta nueva capacidad implica que los ciudadanos asumen que para ser partícipes en las decisiones públicas deben estar debidamente informados y ser competentes en las materias en las cuales participarán. Dado que toda decisión pública tiene efectos en una comunidad entera, se debe trabajar bajo una lógica de capacidades y responsabilidades compartidas, aun cuando la administración pública sea la principal responsable.

En ese sentido la surge una nueva flexibilidad para que el servicio público realice un cambio de paradigma, en que hay que dar cabida a la ciudadanía en las decisiones de modo democrático sin perder la capacidad y objetivos de gobernanza. Se requiere de una sociedad con madurez, no sólo en sus derechos y sus obligaciones, sino que además con las competencias para poder representar en decisiones.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue apoyada por el Centro de Estudios de Conflicto y Cohesión Social - COES - ANID/FONDAP/15130009.

REFERENCIAS

American Planning Association. (2006). *Planning and urban design standards*. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, United States of America.

Anuradha M., y Da Cunha D. (2009). *Soak: Mumbai in an Estuary, Kolkata, India*. Rupa & Co. India.

Astigarraga, E. (2009). *Escenarios de futuro y planeamiento urbano. Participación ciudadana en los procesos de gestión pública local* [Material del Aula]. Bilbao Metropoli 30, Tecnológico de Monterrey, Universidad de Deusto, Bilbao.

Berrizbeitía, A. (2018). *Breve Historia Planificación Estratégica Territorial* [Presentación en seminario]. Seminario en Planificación, Diseño y Gobernanza Territorial: Plan Estratégico Cordillera, Universidad Adolfo Ibáñez, Santiago.

Comisión Económica para América Latina y el Caribe (2009). *Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe*. CEPAL. Santiago, Chile. *https://www.cepal.org/es/publicaciones/5502-guia-metodologica-desarrollar-indicadores-ambientales-desarrollo-sostenible.*

Consorcio para la Reforma del Estado (2009). *Un Mejor Estado para Chile: Propuestas de Modernización y Reforma*. Andros Impresores. Santiago, Chile.

Contreras, M., Opazo, D., Ubilla-Bravo, G., y Pino, C. (2005). *Informe Final del Proyecto "Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable"* (OTAS). 10.13140/2.1.1393.2801.

Donella, H. (2008). *Thinking in Systems*. Ed. Diana Wright, Sustainability Institute. Published by Earthscan. London, United Kingdom.

Godet, M., y Durance, P. (2009). *La prospectiva estratégica para las empresas y los territorios*. Cuadernos de Lipsor. Paris.

Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Concepción. (2016). *Zonificación de la Infraestructura Ecológica de la Región del Biobío*. Ministerio de Medio Ambiente. Concepción.

Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Católica de Valparaíso. (2017). *Planificación Ecológica de la Región Metropolitana*. Ministerio de Medio Ambiente - Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Santiago.

Misrach, R., y Orff, K. (2012). *Petrochemical America*. Aperture Foundation. New York, United States of America.

Steiner, F. (1991). *The Living Landscape. An Ecological Approach to Landscape Planning* (2d. ed.). McGraw-Hill, Inc. New York.

Universidad Católica de Valparaíso (2017). *Planificación ecológica y propuesta de infraestructura ecológica, incluyendo objetivos ambientales zonificados para protección, restauración y uso sustentable de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos*. Universidad Católica de Valparaíso. Valparaíso.

Universidad de Chile (2005). *Bases para el ordenamiento territorial ambientalmente sustentable de la Región Metropolitana de Santiago*. Universidad de Chile. Santiago.

Valenzuela, L., Folch, T., Castro, A., Vázquez, A., y Romero, C. (2020). Andes Mountain Strategic Plan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *503*, 012103. https://doi.org/10.1088/1755-1315/503/1/012103

Waldheim, C. (2006). *The Landscape Urbanism Reader*. Princeton Architectural Press. New York.

GLOSARIO

Objetivos Ambientales Zonificados (OAZ): son aquellos objetivos acordados por una comunidad de vocación social y ecológica según los lineamientos estratégicos de la comuna, su capital natural y los usos actuales del territorio cordillerano.

Objetos de Valoración (OdV): corresponden a los objetos de conservación que, por norma, tradición, valor ecológico y/o social se localizan y marcan su presencia en un determinado territorio.

Prioridades Ambientales Zonificadas (PAZ): consisten en un criterio de zonificación para niveles de protección ambiental del territorio entre 1 y 4 identificadas a partir de un conjunto de relevancia legal, ecológica y social; donde las zonas de prioridad 1 son aquellas que requieren de un uso nulo a muy bajo de suelo, y las actividades de mayor intensidad se relacionan con zonas con prioridad ambiental 4.

Zonas de Planificación Estratégica de Cordillera (ZPEC): zonas principalmente determinadas por las definiciones de cuencas hídricas locales, a excepción de la zona 3 que se escinde de la zona 4 debido a la alta densidad de población en comparación con el área restante de la cuenca.

CAPÍTULO 8 / Sección 3

Avanzando hacia una gestión efectiva de la biodiversidad en la zona de montaña de Lo Barnechea utilizando estándares de conservación

Mariana Thienel[1]*, Nicole Püschel[1], Claudia Silva[1], Bárbara Saavedra[1].

1. Wildlife Conservation Society – Chile. Luis Thayer Ojeda 0115 oficina 705, Providencia, Santiago, Chile.
*mthienel@wcs.org

RESUMEN

Se comparten los principales resultados, experiencias y aprendizajes obtenidos a partir del proceso de gestión del Santuario de la Naturaleza Los Nogales (SNLN), transitando desde su reconocimiento como área protegida por parte de sus propietarios, la elaboración del Plan de Manejo, la incorporación de la planificación climáticamente informada y aspectos de bienestar humano, hasta los primeros pasos en la implementación de acciones para la Conservación efectiva del área. En este proceso, la Wildlife Conservation Society (WCS) diseñó y ejecutó el proceso integrado de elaboración del PdM-SNLN. Para ello, se utilizó la metodología de los Estándares de Conservación (EC) de la Alianza para las Medidas de Conservación en torno a la priorización de valores de biodiversidad y sus amenazas, con lo cual se trabajó en la sistematización, análisis y propuestas de acciones de gestión en conservación del SNLN. La aproximación sistemática propia de los EC ha permitido integrar el diseño y ejecución de la gestión de la conservación en dimensiones que van más allá de lo netamente ecológico, como el manejo, la gobernanza y el financiamiento, articulando de facto toda aquella complejidad que es propia de los sistemas socio-ecológicos. Ejemplos como el acá descrito esperan sumar al conocimiento colectivo de conservación de biodiversidad, la generación y fortalecimiento de alianzas diversas para avanzar en protección y puesta en valor efectiva de los sistemas naturales de Chile central. Al mismo tiempo, se espera abrir espacios tanto para compartir estos aprendizajes, como para generar confianzas entre actores con visiones comunes hacia la conservación de la biodiversidad de nuestros territorios.

1. INTRODUCCIÓN

La naturaleza de Chile central es un tesoro poco reconocido que se empina por valles y cerros para entregar sus beneficios en forma de suelo, agua, aire limpio, trinos matinales y paisajes sobrecogedores a la enorme población humana que habita estos parajes. Su inconmensurable valor es sólo proporcional a su actual degradación, producto de cientos de años de intervenciones humanas variadas que han obviado su valor y necesidad de cuidado. En un mundo cada vez más demandante, enfrentados a desafíos como el cambio climático, es justamente la conservación de esta naturaleza –nuestra **biodiversidad**- el reto más urgente que enfrentamos como sociedad.

Una de las herramientas más utilizadas para proteger y recuperar biodiversidad son las áreas protegidas. A diferencia de lo que sucede en la zona austral de nuestro país, los ecosistemas de Chile central tienen escasa representación dentro del conjunto de áreas protegidas chilenas (Moya et al., 2014), y se encuentran mayoritariamente en manos de agentes privados. Suma a esto el hecho de que el establecimiento de áreas de protección es sólo el primer paso en la construcción de este instrumento de conservación, pues dichas áreas precisan ser activadas de manera efectiva para que cumplan con su propósito de conservación dentro de territorios nominalmente protegidos. Son justamente estas actividades las que permiten dar funcionalidad y eficacia a la tarea de conservación, cosa que se logra sólo con la visión y compromiso de actores en los territorios.

En el caso de Chile central, como en el resto del país, las áreas protegidas tienen una gran deuda por saldar: avanzar en una implementación efectiva que permita llevar la declaratoria de protección a resultados tangibles y objetivos de conservación de biodiversidad. Más allá de las declaratorias, esto requiere del despliegue de capacidades e inversiones en los territorios de facto. Por ello, el aporte de iniciativas privadas a la generación de áreas protegidas es un paso relevante para avanzar en la cobertura de protección en la zona central de Chile, que corresponde a una de las zonas ecológicas más valiosas y, a la vez, una de las más degradadas de nuestro país (Myers et al., 2000).

Los santuarios de la naturaleza (SN) son una forma de protección reconocida oficialmente en Chile que ha permitido al sector privado aportar a la creación de áreas protegidas. De acuerdo a la Ley 17.288 de 1970 sobre Monumentos Nacionales, esta figura de protección corresponde a "aquellos sitios terrestres o marinos que ofrezcan posibilidades especiales para estudios e investigaciones geológicas, paleontológicas, zoológicas, botánicas o de ecología, o que posean formaciones naturales, cuyas conservaciones sea de interés para la ciencia o para el Estado". A excepción de la Región de la Araucanía, los SN están presentes en todas las regiones administrativas de Chile, representando diversos ecosistemas terrestres y marinos de importancia nacional y global. De hecho, muchos de ellos están en manos de actores privados, los que en toda su diversidad comparten el interés por proteger naturaleza de valor. Este profundo compromiso debe ser alimentado, sin embargo, con inversiones apropiadas que permitan materializar la tarea de conservación en el territorio. Este es un proceso variado y lento, reflejo de la complejidad innata de la naturaleza y de los desafíos específicos que cada área protegida debe enfrentar a diario, los que se derivan de diferencias en sistemas de administración, financieros, de control de amenazas, entre muchos otros.

Como parte de un territorio repleto de riquezas naturales y culturales, la zona de montaña de Lo Barnechea representa un sitio clave para la conservación y, en esa línea, la gestión de sus áreas protegidas es fundamental para sostenimiento tanto de sus funciones ecológicas como el del bienestar de sus habitantes. En este sentido, el compromiso y visión de conservación de los propietarios privados de las áreas de protección es clave para reconocer y valorar aquellos procesos vitales y emprender acciones hacia el bien común de las sociedades, de la mano de la protección de la naturaleza.

Anglo American es co-propietaria del Santuario de la Naturaleza Los Nogales (SNLN), localizado en la precordillera de Santiago. Este santuario es una de las pocas áreas de protección existentes en la zona mediterránea de Chile (Moya et al., 2014). Pese a la larga data desde su declaración en 1973, el SNLN nunca ha sido implementado como área de protección. Como la mayoría de los SN de Santiago, carece de un instrumento que guíe su manejo en función de la protección de sus valores naturales (CAPES, 2015) y que le permita ampliar su tarea de protección más allá de las normativas ambientales, asociadas al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental o al Plan Regulador Metropolitano de Santiago.

Reconociendo el valor ecológico de la zona precordillerana de Santiago y sus necesidades de conservación, WCS , organización de alto compromiso y experiencia en la práctica científica de la conservación desde el sector privado (Saavedra y Simonetti, 2011; WCS, 2015) realizó una asesoría en gestión de biodiversidad en el contexto de la reformulación de la Estrategia de Sustentabilidad global (Plan Minero Sustentable) de Anglo American Sur. Aplicando los más altos estándares de conservación, que incluyeron la activación de un proceso participativo que incorporó a diversos actores relacionados con esta temática, WCS desarrolló la "Estrategia de colaboración público-privada para la conservación de biodiversidad de la zona de montaña de la comuna de Lo Barnechea". Dicha estrategia permitió identificar una serie de oportunidades específicas para que Anglo American contribuyera activamente a la protección de la naturaleza en este territorio, incluyendo la implementación efectiva del SNLN, luego de 45 años de su declaratoria por parte del Estado chileno.

El año 2018, y en base a este diagnóstico, Anglo American Sur solicita a WCS la elaboración de un instrumento de manejo para el SNLN. A la fecha de dicha solicitud, solo dos de los 12 santuarios existentes en la Región Metropolitana de Santiago contaban con un Plan de Manejo (SN Cerro el Roble y SN Las Torcazas de Pirque). De acuerdo a la Red de santuarios de la naturaleza de la Región Metropolitana, es el objetivo que todos los SN de la Región cuenten con planes de conservación hacia fines del año 2021.

Es así que WCS, en coordinación con los tres co-propietarios, lideró el desarrollo de un Plan de Manejo integrado para el SNLN que pudiese guiar el trabajo de conservación para el período 2020-2030, incluyendo una propuesta de zonificación de usos. Este trabajo sigue los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación o Estándares de Conservación (EC) (Conservation Measures Partnership, 2020), que son los lineamientos más avanzados definidos por la comunidad científica global de la práctica de la conservación, los que han sido adoptados por la autoridad ambiental nacional (Wildlife Conservation Society, 2015; CONAF, 2017). Esta metodología permite llevar adelante diversos procesos de conservación, a diferentes escalas de acción, permitiendo, de forma cíclica e iterativa, planificar e implementar acciones de conservación bajo el enfoque del manejo adaptativo, de reducción de amenazas y monitoreo de su efectividad entorno al logro de objetivos de conservación planteados.

Otros cuatro sitios, incluyendo el SN Los Nogales, ya han presentado propuestas de plan a la autoridad, las cuales se encuentran en proceso de aprobación (SN San Francisco de Lagunillas y Quillayal, SN Quebrada de las Ánimas y SN Quebrada de la Plata). Los otros seis sitios cuentan con un borrador de plan de manejo elaborado o avanzado, pronto a ser presentado a la autoridad para su aprobación. Por ello, la elaboración del Plan de Manejo del SN Los Nogales constituye un gran avance hacia la implementación de las áreas protegidas de Chile central, cuyo recorrido no ha estado exento de dificultades y reversas, pero que ha logrado sentar las bases para la gestión integral del SN Los Nogales, en torno a su manejo, su gobernanza y su sostenibilidad financiera.

En este artículo, se comparten los principales resultados, experiencias y aprendizajes obtenidos a partir del proceso de gestión del SN Los Nogales (SNLN), transitando desde su reconocimiento como área protegida por parte de sus propietarios, la elaboración del plan de manejo, la incorporación de la planificación climáticamente informada y de aspectos de bienestar humano, hasta los primeros pasos de avance en la implementación de acciones para la **conservación efectiva** del área. Este plan representa un ejemplo concreto de contribución del mundo privado a la conservación de la zona Mediterránea de Chile, que espera guiar a otros propietarios a sumar a la urgente tarea de cuidado integrado y efectivo de este valioso patrimonio natural.

2. METODOLOGÍA

2.1. Santuario de la naturaleza Los Nogales

El SNLN se ubica en la comuna de Lo Barnechea, Región Metropolitana de Santiago. Abarca 11.025 ha y posee un gradiente altitudinal entre los 1.200 y 3.700 m s.n.m. Comprende las laderas orientales de la subcuenca del estero el Arrayán, importante afluente del río Mapocho (Figura 1). En términos de biodiversidad, dado su amplio rango altitudinal, el SNLN se caracteriza por mantener ecosistemas de bosque y matorral esclerófilo de precordillera, así como pastizales y humedales (formaciones de vegas) de alta cordillera. Entre los 1.200 y 1.800 m s.n.m.,

se presentan formaciones de bosque y matorral esclerófilo, con asociaciones de *Quillaja saponaria/ Lithraea caustica* y de *Puya chilensis/Echinopsis chiloensis*, respectivamente. Entre los 1.600 y 2.200 m s.n.m., existen formaciones de bosque y matorral esclerófilo andino, en donde se presenta la asociación *Kageneckia angustifolia/Guindilia trinervis*. Sobre los 2.000 m s.n.m., existen formaciones de matorral y estepa andina, con asociaciones de *Chuquiraga oppositifolia/ Mulinum spinosum* y especies de llareta *(Laretia acaulis, Azorella madreporica)*. Una de las principales funciones ecológicas de la biodiversidad del SNLN es la producción de agua y el sostenimiento de la integridad de laderas, así como la de especies endémicas y/o en categoría de amenaza (Wildlife Conservation Society, 2019).

Su declaratoria como área protegida data de junio de 1973, bajo el D.S. N°796, a raíz de "que las posibilidades de explotación agropecuaria son muy limitadas (...), la existencia de una vegetación autóctona y especies animales, muchas de ellas, casi extinguidas; y el interés y conveniencia de conservar esta riqueza natural para el estudio e investigación de la flora, fauna y ecología de la precordillera central" (D.S. 796/73 Ministerio de Educación Pública).

La propiedad está subdividida en tres hijuelas (A, B y C), una de ellas propiedad de Anglo American. Cada hijuela posee una administración individual y usos distintos (Tabla 1, Figura 2). Las hijuelas A y C mantienen un uso turístico y de pastoreo informales, mientras que la hijuela B sostiene parte de las obras anexas a la operación minera de Los Bronces, correspondiente a un 0,1% de la hijuela (Wildlife Conservation Society, 2019).

Dada su cercanía a la ciudad de Santiago, el SNLN no solo convoca el interés de sus propietarios, sino que también, el de otros actores que se vinculan al área a través de sus contribuciones a las personas, incluyendo visitantes de la hijuela A, familias dependientes de cría de ganado, habitantes dependientes de agua de vertiente, investigadores y organizaciones de la sociedad civil.

2.2. Elaboración del Plan de Manejo del SNLN (PdM-SNLN) utilizando los Estándares de Conservación

La práctica de la conservación efectiva es compleja, singular e involucra la integración de múltiples capacidades asociadas a la gestión de la biodiversidad, incluyendo aspectos de gobernanza y administración, financiamiento, planificación y manejo. Para abordar esta complejidad, es preciso focalizar los esfuerzos en intereses comunes y factibles que promuevan la colaboración entre actores y saquen ventaja de sus oportunidades, recursos humanos, económicos u otros que estén disponibles. Además, que abran espacios para compartir las experiencias y aprendizajes y, con esto, se incrementen las probabilidades de obtener resultados positivos en la biodiversidad existente en los territorios, y consecuentemente aseguren los beneficios que esta provee a las sociedades.

El mundo global de la práctica científica de la conservación viene desarrollando y poniendo a prueba estándares para sistematizar y escalar herramientas que permitan avanzar en conservación de biodiversidad con base en conocimiento y colaboración, incluyendo criterios y métodos de planificación y lenguaje, y compartiendo y promoviendo conocimientos, experiencias y capacidades. La Alianza para las Medidas de Conservación (Conservation Measures Partnership (CMP), integrada principalmente por diversas ONG de Estados Unidos y el Reino Unido

Tabla 1. Administración y usos del Santuario de la Naturaleza Los Nogales, comuna de Lo Barnechea, Santiago de Chile.

Hijuela	Superficie (ha)	Propietarios	Principales usos
A	5.579	Sociedad privada	**Turístico:** centro termal "Baños de la cal". **Ganadero:** arriendo de talaje para dueños de ganado locales.
B	3.500	Anglo American Sur	**Industrial:** obras asociadas al Sistema de Transporte de Pulpa (STP) de la Operación Los Bronces[1].
C	1.946	Sociedad privada	**Ganadero:** talaje informal por dueños de ganado locales.

1. Obras sujetas a la Resolución de Calificación Ambiental N° 3159 de 2007.

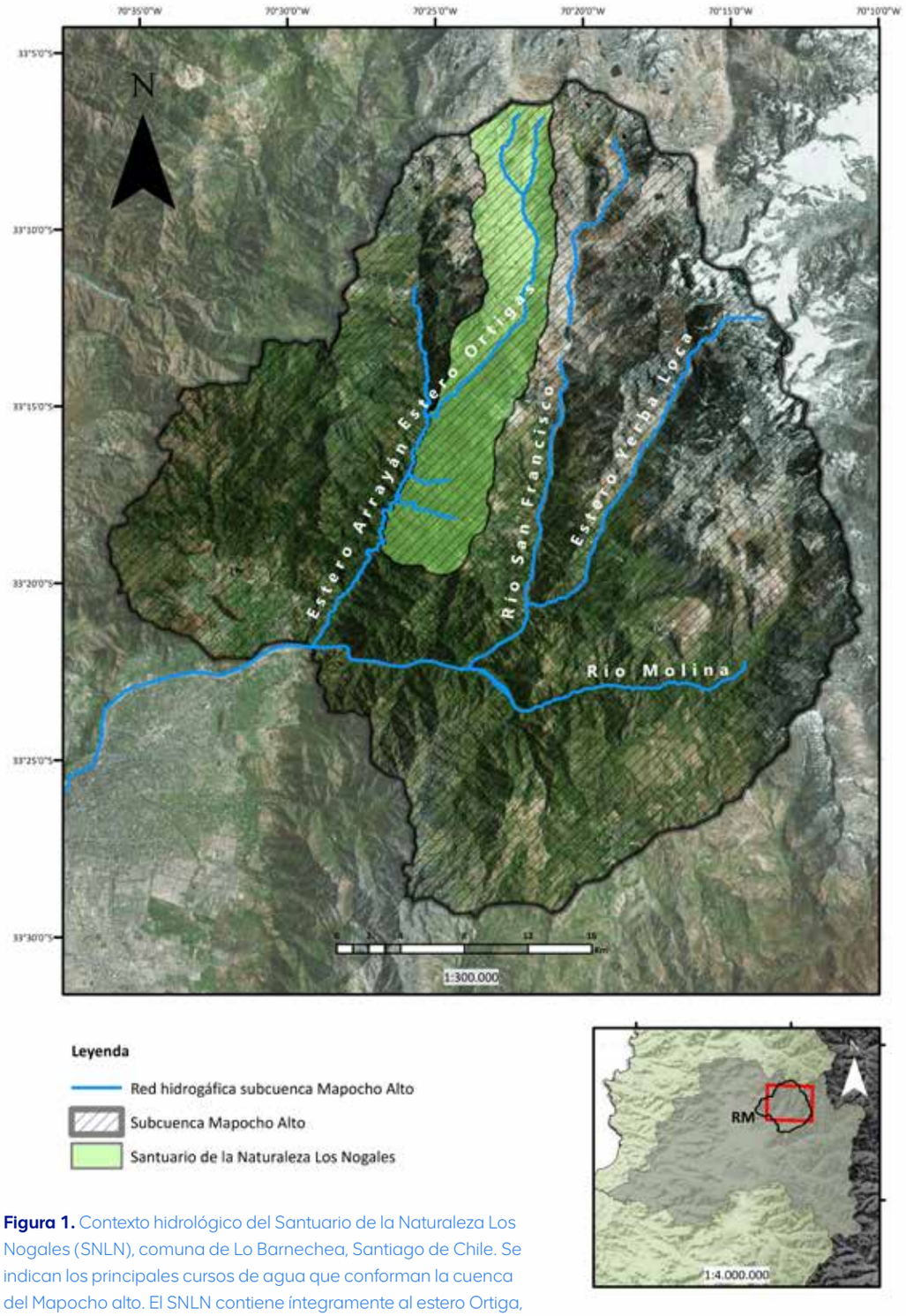


Figura 1. Contexto hidrológico del Santuario de la Naturaleza Los Nogales (SNLN), comuna de Lo Barnechea, Santiago de Chile. Se indican los principales cursos de agua que conforman la cuenca del Mapocho alto. El SNLN contiene íntegramente al estero Ortiga, principal afluente del estero el Arrayán.

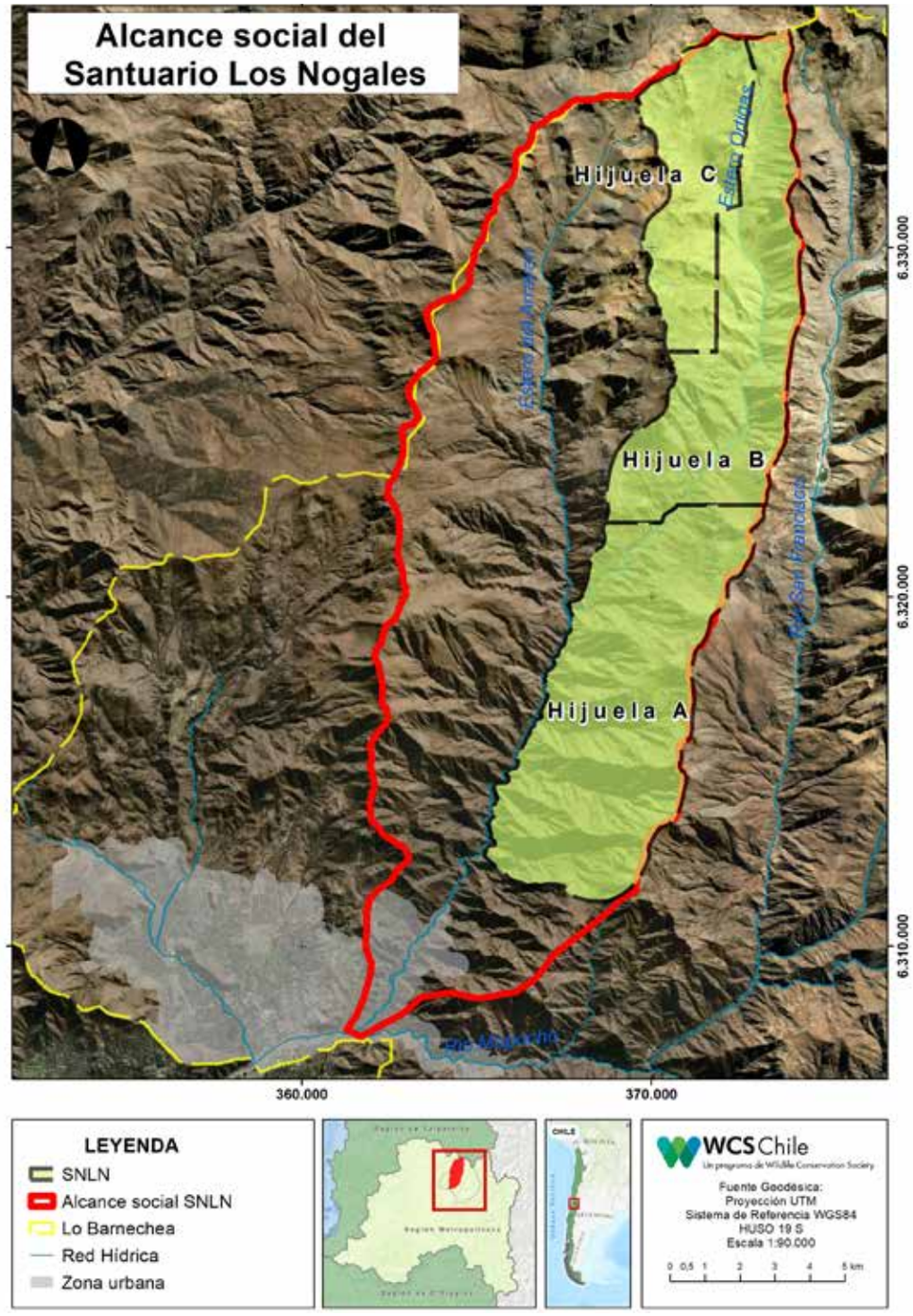


Figura 2. Alcance social del Santuario de la Naturaleza Los Nogales (SNLN), delimitado geográficamente por la cuenca del estero el Arrayán y por las principales contribuciones de la naturaleza del SNLN a las personas.

—entre ellas WCS, World Wildlife Fund (WWF) y The Nature Conservancy (TNC), propuso los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación (en lo sucesivo Estándares de Conservación o EC), cuya primera versión fue publicada en 2004, habiendo sido actualizados posteriormente en tres oportunidades (2007, 2013 y 2020). Este documento constituye la herramienta más avanzada para la conservación efectiva, y fue el marco conceptual sobre el que se organizó el proceso de planificación para la gestión efectiva de la conservación del SNLN.

Los EC son una herramienta que constituye un sistema robusto de planificación, manejo y monitoreo de proyectos de conservación, que incorpora indicadores para la medición objetiva de los resultados esperados. A través de cinco pasos cíclicos e iterativos (Figura 3), esta metodología entrega una guía para la toma de decisiones programáticas en la compleja gestión de la biodiversidad. Ésta se realiza a través de la identificación y priorización de objetos de conservación, que corresponden a componentes de la biodiversidad que son representativos y esenciales, ya sea para mantener su estructura y funcionamiento; puedan servir como paraguas para focalizar acciones de conservación sobre biodiversidad esencial y conectar con las contribuciones que las poblaciones humanas reconocen y valoran en dicha biodiversidad (Conservation Measures Partnership, 2020). Estos son los elementos sobre los cuales se centra el proceso de planificación y monitoreo.

WCS diseñó y ejecutó el proceso integrado de elaboración del PdM-SNLN, identificando, convocando y facilitando la participación de actores relevantes; determinando, sistematizando y compartiendo en forma asequible, oportuna y simple la información relevante al proceso; apoyando y orientando la toma de decisiones de los actores, con miras a la co-construcción de una planificación a 10 años para la gestión de la conservación efectiva del SNLN.

El proceso de diseño y planificación del Plan de Manejo del SNLN tuvo una duración de dos años y consideró el desarrollo no-lineal de los requerimientos planteados por los EC (pasos 1 y 2). En éste se recopiló y levantó información de base de los contextos ecológico, normativo, político, social y climático, en terreno y en gabinete, como así también en reuniones y talleres de trabajo con los propietarios en torno a la priorización de valores de biodiversidad y sus amenazas. Para ello, se trabajó en la sistematización, análisis y propuestas de acciones de gestión para la conservación de la biodiversidad del SNLN.

Figura 3. Ciclo de los Estándares de Conservación. Fuente: Traducido y modificado de CMP, 2020.

El proceso de elaboración del PdM-SNLN se construyó en tres etapas: Contextualización, Sistematización y Planificación. En la etapa de Contextualización, se recopilaron los antecedentes de base sobre usos actuales, proyecciones de inversión, intereses de desarrollo predial, líneas de base ambientales, instrumentos de ordenamiento territorial, planes, políticas y programas oficiales. En la etapa de Sistematización, se integró la información recopilada, se seleccionaron los objetos de conservación y se determinaron las amenazas más relevantes que degradan su condición.

A partir de este análisis situacional y sobre la base de una teoría de cambio, en la etapa de Planificación se determinaron los objetivos y metas de conservación, se establecieron y explicitaron los supuestos y se diseñaron las intervenciones de manejo y administración del SNLN de acuerdo a las factibilidades técnicas, sociales y financieras para la gestión de la biodiversidad del SNLN. Esto, de forma tal que pudiesen ser operativas y coherentes con la realidad territorial, los actores relevantes y acotadas, de manera de permitir el monitoreo de su efectividad en relación a objetivos de conservación.

Por último, se realizó una propuesta de distribución de áreas de uso para su zonificación, de acuerdo a criterios como: la distribución de objetos de conservación y de amenazas críticas; factores temporales (p.e. periodo invernal con nieve sobre los 2.200 m s.n.m. en hijuela C); factores geográficos (p.e. pendiente, elevación); usos humanos actuales y proyectados a 10 años; límites territoriales, restricciones y aptitudes para el logro de los objetivos de conservación del Plan de Manejo del SNLN. Las áreas de manejo fueron establecidas a través de criterios de compatibilidad entre los usos actuales y proyectados, la distribución y viabilidad de los objetos de conservación y las capacidades efectivas de gestión de cada hijuela. Las áreas de preservación fueron definidas en base a la vegetación existente y con *buffers* de protección aledaños (200 m alrededor de fragmentos de bosque, según queda definido por la Ley N°20.283 Sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal; y 100 m alrededor de formaciones de vega, de acuerdo a Semlitsch y Bodie, 2003) (Wildlife Conservation Society, 2019).

La etapa de Planificación de los EC precisó de la aplicación de un enfoque ecosistémico e integrado, que deriva en un modelo conceptual integrado del problema y la identificación de acciones de manejo basadas en la cooperación y la asociatividad. Fue clave en esta fase del proceso identificar acciones pertinentes y relevantes a la gestión de la conservación, así como actores relevantes y efectivos para su implementación. El conjunto de estas estrategias corresponde al corazón del Plan de Manejo y sobre ellas se articula la fase siguiente de implementación.

Tal como ocurre con las hipótesis tradicionales de las ciencias, las estrategias se diseñan *a priori* en base a la mejor información disponible, y se ponen a prueba en la fase siguiente de implementación y monitoreo. De esta manera, la fase de Implementación de los EC corresponde a un proceso de mejora continua, a través de la ejecución de las estrategias de conservación, las que incluyen acciones de manejo, monitoreo y operación respecto a plazos y responsables, así como el desarrollo de mecanismos de almacenamiento y acceso a los datos capturados. Esta etapa de Implementación se encuentra recién arrancando en el caso del SNLN, y sus avances se muestran en este documento.

Continuando con el ciclo, en su paso 4 (Analizar y Adaptar) los EC obligan a registrar el proceso de implementación de las acciones, empujando a la sistematización, análisis y documentación de los resultados del proyecto, explicitando supuestos e incertezas relevantes. Esta información se utiliza para evaluar la efectividad de las intervenciones y abre la posibilidad de realizar ajustes oportunos para optimizar recursos y avanzar hacia el logro de los objetivos, o definitivamente descartar acciones mal diseñadas e irrelevantes. Este proceso incluye no sólo elementos propios de la biodiversidad, sino operacionales y financieros, gobernanza, por nombrar los más relevantes.

El su último paso, los EC invitan a los equipos a compartir las lecciones aprendidas con distintas audiencias y a recibir retroalimentación por parte de ellas, promoviendo así una cultura de aprendizaje entre socios y tomadores de decisiones. De esta forma, es posible recoger lecciones para cada etapa del ciclo de los EC y con esto, iterar el proceso, adaptarlo y redirigirlo hacia los fines de la conservación efectiva dentro de contextos complejos, cambiantes y con la permanente necesidad de creatividad e innovación en sus acciones. Este trabajo representa justamente parte del esfuerzo continuo que mandatan los EC por compartir experiencias y poner en valor estas experiencias en la comunidad de práctica científica de la conservación.

2.3. Planificación climáticamente inteligente y aspectos de bienestar humano

Los EC permiten, además, integrar otros enfoques metodológicos que informan la práctica de la conservación. De forma transversal, es posible integrar la planificación climáticamente informada (Stein et al., 2014), considerando los efectos del Cambio Climático tanto en la biodiversidad (p.e. su vulnerabilidad) como en las conductas de las personas (p.e. aumento de peligros naturales). Asimismo, permite integrar enfoques socio-ecológicos asociados a servicios ecosistémicos, tales como las contribuciones de la naturaleza a las personas y aspectos de Bienestar Humano. Con el objetivo de potenciar la viabilidad a largo plazo de las estrategias de conservación, así como de abordar los desafíos derivados del cambio climático y la preocupación acerca de las variaciones climáticas observadas y proyectadas en la zona central de Chile, particularmente en los sistemas montañosos[2], en el 2020 se integró a la gestión del SNLN los lineamientos de la Planificación Climáticamente Informada (Stein et al., 2014) y la aproximación al SNLN desde una perspectiva socio-ecológica. Esto permitió reconocer e integra la interacción entre los objetos de conservación y los principales grupos sociales vinculados a la biodiversidad contenida en el SNLN. Esta relación se articuló a través del reconocimiento de las amenazas a la biodiversidad y las contribuciones que su la naturaleza entrega a las personas que confluyen en el área (Bongaarts, 2019).

Por último, en un esfuerzo para integrar a la práctica de la conservación las incertezas que derivan del clima cambiante, el proceso de planificación para la conservación de SNLN aplicó los lineamientos metodológicos propuestos por la Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH y el Grupo de Trabajo para la Orientación Climática de la CMP. Este enfoque permitió definir objetivos y estrategias de gestión de biodiversidad pertinentes a los cambios proyectados en las variables climáticas y a la realidad de este territorio (GIZ-CMP, 2020).

La incorporación de la variable climática a la planificación del manejo del SNLN requirió de la realización de un análisis de vulnerabilidad respecto de los efectos del cambio climático proyectados a gran escala sobre blancos relevantes de la biodiversidad. Por ejemplo, para el bosque esclerófilo se integraron amenazas específicas como incendios y sus habitantes, en cuanto sus cambios puedan tener efectos sobre la biodiversidad local. Este diagnóstico fue incorporado luego al análisis situacional y alimentó el diseño de las estrategias de conservación con miras a la adaptación de la biodiversidad y de las personas a los cambios climáticos venideros. Un resumen de dicho análisis se encuentra en Püschel et al. (Capítulo 10 de esta publicación).

Bajo el principio de manejo adaptativo de la planificación para la conservación, la incorporación del Cambio Climático (CC) en el manejo del SNLN instruyó recomendaciones especiales en el manejo del SNLN. Se incluyó de forma explícita el contexto del clima futuro para el SNLN para la identificación de amenazas climáticas y se evaluaron las proyecciones del CC sobre los objetos de conservación y las amenazas no-climáticas.

2.4. Implementación del Plan de Manejo del SNLN

La implementación del PdM-SNLN se ha desarrollado a través de la coordinación con propietarios, el seguimiento de las acciones y la orientación de las mismas en virtud de los objetivos de conservación del área. En general, este proceso se ha realizado en base al desarrollo de planes de implementación de corto plazo (p.e. tres años), junto a planes de trabajo anuales, los que incluyen el detalle de las acciones en términos

2. El artículo 4.8 de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático lista nueve condiciones que hacen particularmente vulnerables al cambio climático a ciertos países, entre las que se encuentran la presencia de zonas áridas y semi-áridas (letra c) y los ecosistemas frágiles, incluidos los montañosos (letra g). Estos sistemas son el suministro de agua de gran parte de la población, mediante el derretimiento de la nieve o el hielo, lo que los hace particularmente vulnerables al Cambio Climático, cuyas proyecciones indican que caerán menos precipitaciones invernales en forma de nieve y, dado que las temperaturas más cálidas tienden a dominar, el deshielo se producirá a principios de primavera (Bonelli et al., 2014).
Al respecto, Bonelli et al. (2014) señala que las regiones mediterráneas y semiáridas, donde el suministro de agua que está dominado actualmente por el derretimiento de la nieve o el hielo (es decir, donde vive más de una sexta parte de la población mundial) son particularmente vulnerables.

de plazos, responsables y costos. Asimismo, el proceso ha incluido el seguimiento anual del cumplimiento de las acciones y la evaluación de su desempeño.

3. RESULTADOS

La gestión efectiva del área protegida SNLN, desde su reconocimiento y puesta en valor, hasta los primeros pasos de su implementación, constituye en la práctica un proceso, el cual no ocurre de la noche a la mañana. En el área, WCS ha venido desplegando el proceso de conservación desde el año 2017, tiempo durante el cual ha reconocido una serie de hitos importantes (Tabla 2). Entre ellos se destaca la elaboración de una estrategia de colaboración público privada para la conservación de la zona de montaña de Lo Barnechea, la que fue desarrollada en un proceso participativo que permitió identificar y conectar con diversos actores relacionados con la biodiversidad de la montaña, así como establecer un marco de referencia general para la conservación del área precordillerana de Santiago, lugar donde se encuentra inserto el SNLN. Un segundo hito a destacar corresponde a la incorporación específica del cambio climático en las herramientas de gestión de la conservación del SNLN, aspecto que resulta particularmente relevante en este y otras áreas de protección de la zona, dada la certeza y magnitud del impacto del cambio de clima en esta área de protección.

3.1. Plan de Manejo a 10 años del SNLN

Los objetos de conservación definidos para el SNLN incluyen las vegas altoandinas, los esteros y el bosque de quebrada (Tabla 3). Las amenazas más importantes a estos objetos incluyen la desertificación, la ganadería no-sustentable, el ingreso no controlado de personas, el tránsito por caminos privados, los incendios y la expansión de especies exóticas invasoras, en particular de la zarzamora (Tabla 3).

Para cada uno de estos objetos de conservación se identificó además los factores contribuyentes a las amenazas, así como las intervenciones pertinentes y específicas para abatirlas, los cuales conforman un modelo conceptual integrado. La Figura 4, muestra a modo de ejemplo, el modelo situacional para el objeto de conservación de esteros y arroyos.

Los principales lineamientos estratégicos para abordar las amenazas prioritarias para cada objeto de conservación incluyeron: el fortalecimiento de la gobernanza para la gestión del SNLN, el control y monitoreo de amenazas, la restauración y monitoreo de los objetos de conservación, el manejo del uso público y la vinculación de los diversos usuarios del SNLN a través de la educación.

El proceso de zonificación del SNLN incluyó el establecimiento de siete zonas: de amortiguación, de preservación, de restauración, dos de uso mixto y de público intensivo y extensivo (Figura 5). Las zonas de Preservación (33,4%) están destinadas a la mantención pasiva de las condiciones naturales de vegas y bosques de quebrada, en cuyo uso solo permite acciones con fines científicos y de monitoreo. Las zonas de restauración (22,1%) tienen por objetivo concentrar las acciones de rehabilitación o de mejoramiento de las condiciones naturales de la vegetación (vegas y bosques de quebrada) a través de medidas activas o asistidas. Las zonas de "uso mixto A" (31,2%) y "mixto C" (2,2%) buscan compatibilizar la práctica ganadera tradicional de la hijuela A y el uso público extensivo invernal (proyectado) de la hijuela C con el manejo de biodiversidad, respectivamente. Las zonas de Uso Público Extensivo (7,2%) mantienen interés y condiciones para la recreación con infraestructura mínima (p.e. huellas de tránsito en hijuela A y C). Dentro de estas áreas se incluyen las proyecciones para el desarrollo de actividades de recreación sin infraestructura en la hijuela C. Las zonas de Uso Público Intensivo (0,2%) son aquellas actualmente utilizadas para el uso público con infraestructura básica (p.e. Baños de la Cal en hijuela A). Dentro de estas áreas se incluye las proyecciones para el desarrollo de actividades de recreación con infraestructura en la hijuela C, en las que además se define un área de Uso Intensivo Restringido, debido a estar próxima a áreas de preservación y restauración de vegas. La zona de Uso Industrial (0,1%) es el área asociada al STP en la hijuela B (véase detalle en Figura 6), incluyendo su camino de mantención, piscinas y otras obras anexas, cuyos objetivos buscan la compatibilidad de la actividad minera con la protección efectiva de los valores de conservación del SNLN. Por último, las zonas de amortiguación (3,5% del SNLN) están asociadas a los accesos (legales, furtivos y estivales), caminos, áreas de uso intensivo y los límites del SN, y tienen por objetivo disminuir el efecto de borde asociado a las áreas adyacentes, concentrando aquí las actividades de vigilancia y control de amenazas.

Tabla 2. Principales hitos del proceso hacia la gestión efectiva de la biodiversidad contenida en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales (SNLN), Precordillera de Santiago de Chile.

Año	Hito
2017	Elaboración de "Estrategia de Colaboración público-privada para la conservación de la Zona de Montaña de Lo Barnechea"
2018	Co-construcción del "Plan de Manejo a 10 años del SNLN" en conjunto con representantes de las tres hijuelas
2019	Plan de implementación a corto plazo (tres primeros años)
2020	Formulación de modelo de gobernanza para el SNLN
	Evaluación de costos de implementación a seis años
2021	Ingreso del "Plan de Manejo del SNLN" a la SEREMI del MMA para Resolución Oficial[1]
	Elaboración de anexo al PdM-SNLN sobre Inclusión del Cambio Climático al manejo del SNLN

1. El documento ingresado aplica solo para las hijuelas B y C.

Tabla 3. Objetos de Conservación y amenazas críticas identificadas para el Santuario de la Naturaleza Los Nogales, en la zona precordillerana de Santiago, Chile.

Objeto de conservación	Amenazas críticas
Esteros y arroyos	Desertificación Infraestructura actual y futura
Vegas	Desertificación Ganadería Infraestructura actual y futura Ingreso irregular de motos
Bosque de Quebrada	Desertificación Ganadería Incendios Expansión de zarzamora

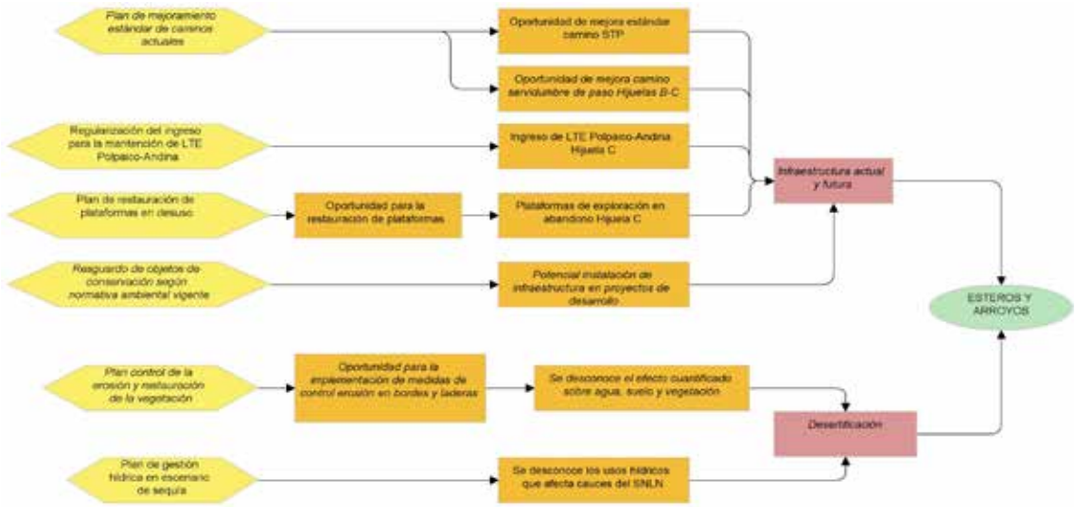


Figura 4. Modelo situacional para el objeto de conservación "Esteros y arroyos". Se señalan las relaciones causales entre factores contribuyentes (cajas naranjas) y las amenazas directas (cajas rosadas) al objeto de conservación, así como las acciones para abordarlas (rombos amarillos).

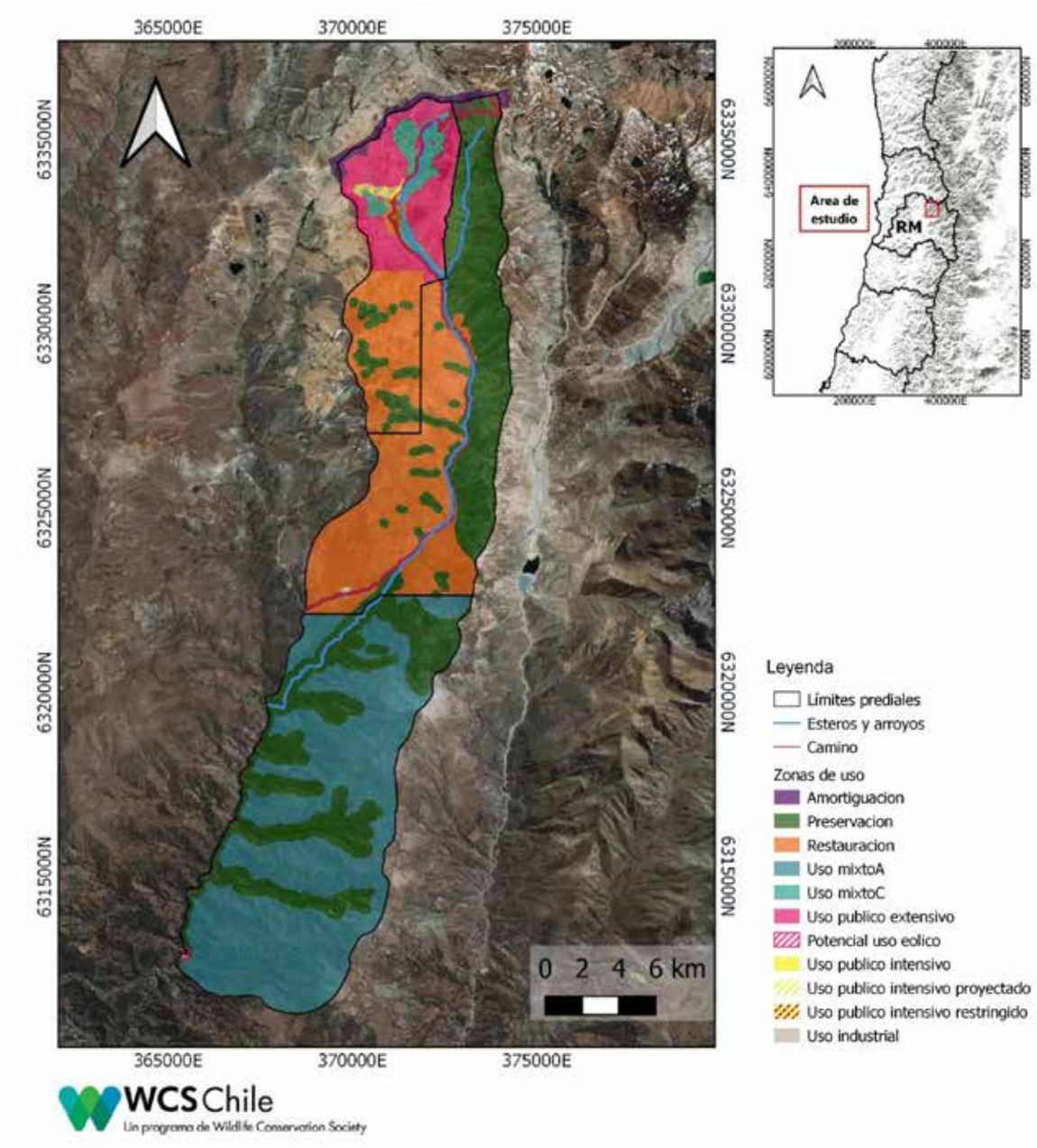


Figura 5. Propuesta de zonificación de usos del Santuario de la Naturaleza Los Nogales, precordillera de Santiago, Chile. Uso mixto A: considera áreas de uso tradicional ganadero y áreas de restauración con manejo regenerativo. Uso mixto C: áreas de preservación de vegas en temporada estival y áreas de uso público extensivo en temporada invernal. Las áreas achuradas corresponden a usos proyectados, particularmente en la hijuela C.

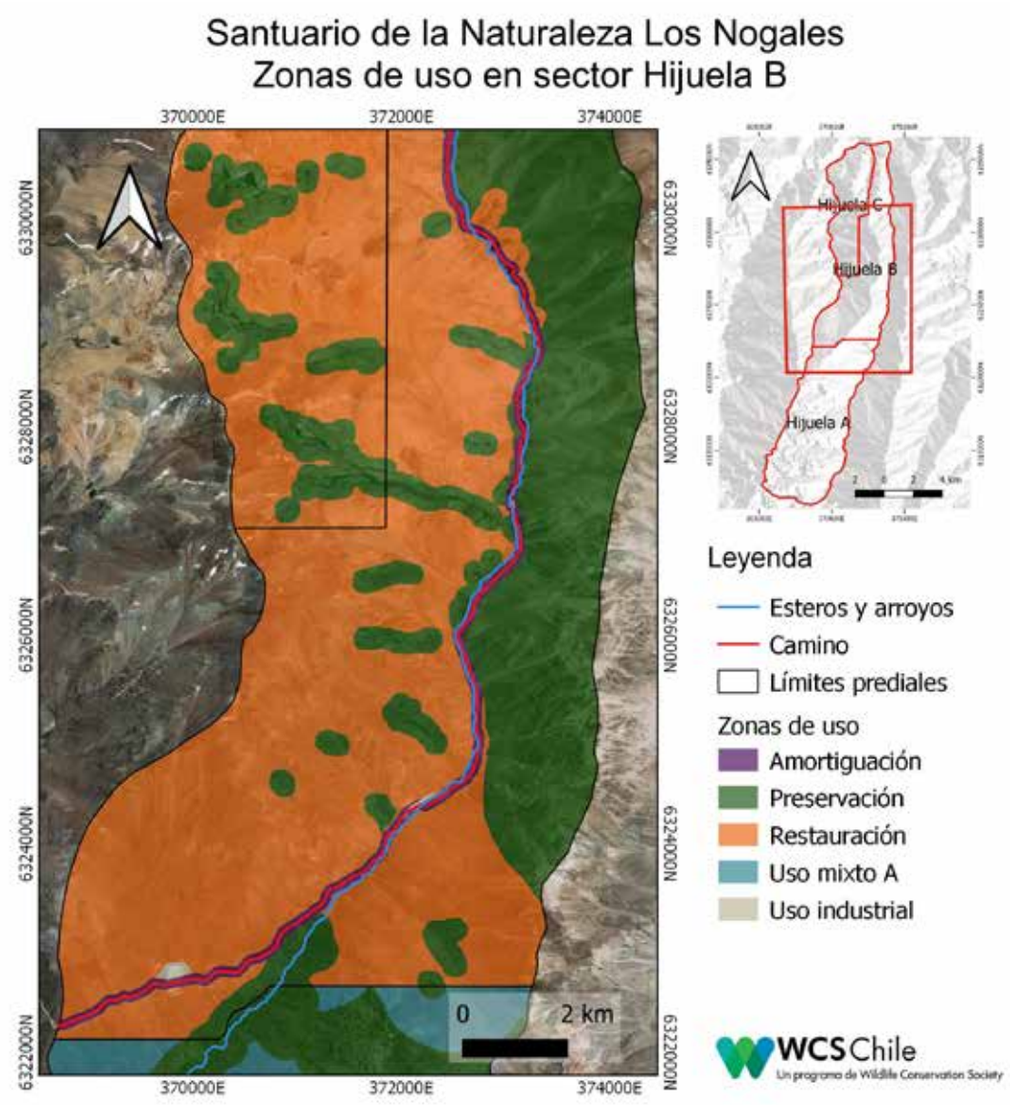


Figura 6. Detalle zonas de uso propuestas para el sector de la hijuela B, en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales, precordillera de Santiago, Chile.

3.2. Manejo efectivo del SNLN en condiciones de cambio climático

Una representación gráfica del análisis situacional de la incorporación del CC al manejo del SNLN se muestra en la Figura 7. Se incorporó, como relevantes a la gestión de la conservación, amenazas como la disminución de caudales, los períodos prolongados de sequía y el aumento del riesgo de remociones en masa, los cuales derivan de las predicciones sobre reducción de precipitaciones a escala anual, pero con eventos esporádicos de lluvia extrema. En base a esta información, se incorporaron y redirigieron diversas intervenciones al plan de acción del PdM-

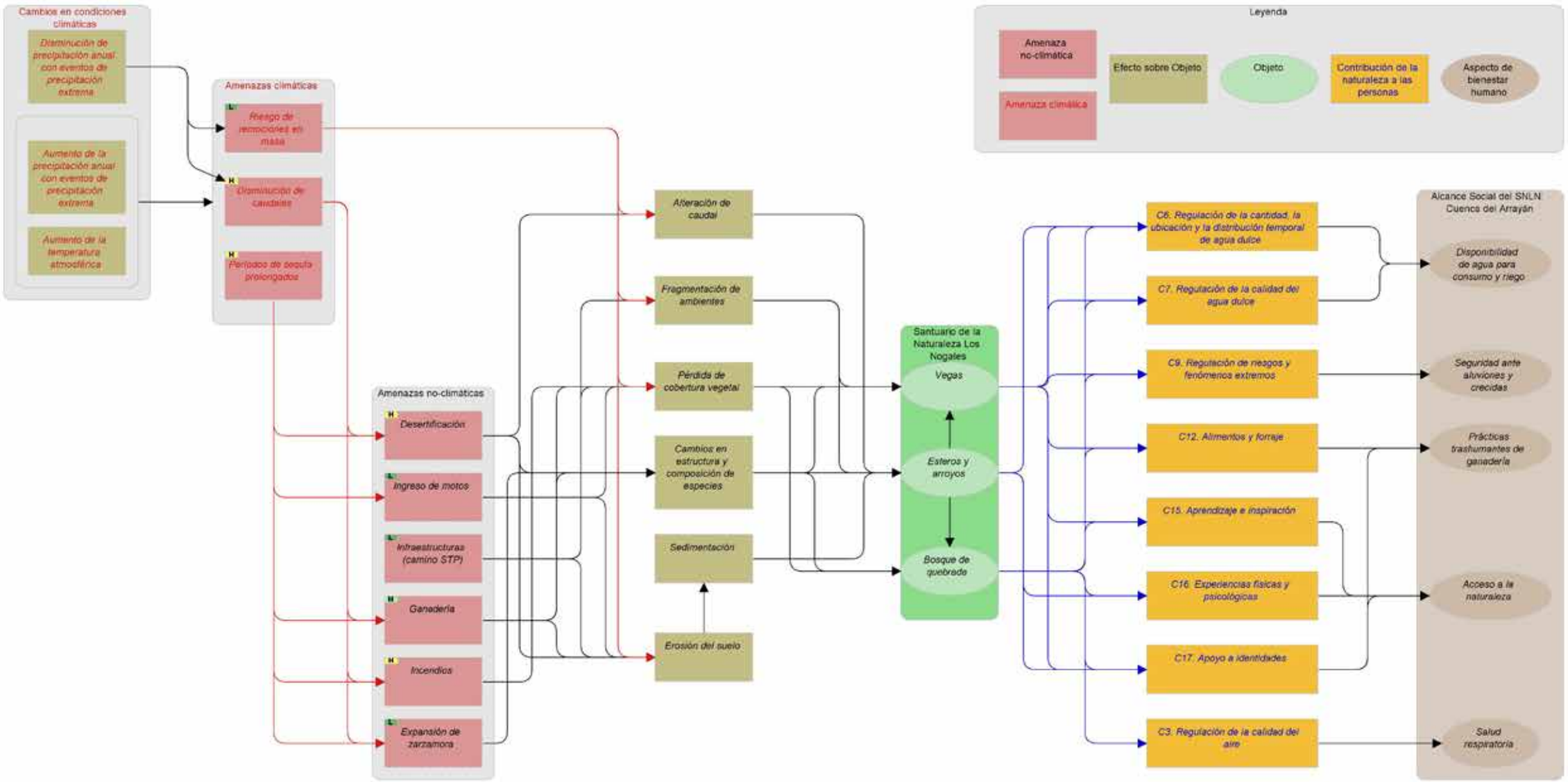


Figura 7. Modelo situacional para el manejo climáticamente informado del Santuario de la Naturaleza Los Nogales, precordillera de Santiago, Chile.

SNLN como, por ejemplo, 1) la identificación zonas de riesgo de remoción en masa con potencial de afectar tanto la integridad de los objetos de conservación y/o las zonas de restauración, así como de la seguridad humana, junto a la determinación de zonas seguras para la instalación de infraestructura de uso público; 2) medidas de adaptación al cambio climático en grupos sociales vulnerables dentro del área de alcance social del plan, con particular énfasis en la gestión hídrica y el acceso a la montaña y; 3) el diseño e implementación de infraestructura verde para el control de erosión.

3.3. Primeras acciones de manejo

La etapa de implementación del Plan de Manejo del SNLN está recién comenzando y depende de la voluntad de sus propietarios. En el caso de la hijuela B del SNLN, la ejecución de acciones de conservación está siendo liderada por Anglo American, quien ha definido planes de trabajo anuales y focalizado en la implementación de acciones prioritarias y habilitantes para controlar las amenazas críticas a los objetos de conservación.

Entre estas acciones se incluye la formulación de un mecanismo de gobernanza y administración, el mejoramiento en el control de accesos y tránsito por el SNLN, investigación de la respuesta de la vegetación ante la exclusión de ganadería (Figura 8), el manejo de vegas de importancia hidrológica y la vinculación con dueños de ganado, con fines de avanzar hacia una ganadería sustentable en el largo plazo que permita la recuperación y la mantención de las vegas de altura, uno de los objetos de conservación más importantes en el SNLN.

Figura 8. Parcelas de exclusión de ganadería **a)** en bofedales altoandinos y **b)** en matorrales altoandinos ubicados en la hijuela B del Santuario de la Naturaleza Los Nogales, precordillera de Santiago, Chile. Fuente: Hémera Centro de Observación de la Tierra (Universidad Mayor).

4. DISCUSIÓN

El proceso de avanzar hacia la gestión efectiva de la biodiversidad toma tiempo, y en el caso del SNLN, se ajusta a los lineamientos metodológicos determinados por los EC: entendimiento del contexto multi-escala del SNLN, conceptualización del problema de conservación en el SNLN y diseño de estrategias específicas de gestión, hasta la implementación de las primeras acciones de conservación, todo lo cual ha ocurrido en los primeros cuatro años de trabajo en esta zona precordillerana de Santiago. La aproximación sistemática propia de los EC ha permitido integrar en el diseño y ejecución de la gestión de la conservación en dimensiones que van más allá de lo netamente ecológico, como el manejo, la gobernanza y el financiamiento, articulando de facto toda aquella complejidad que es propia de los sistemas socio-ecológicos. Cada hito acaecido durante estos primeros cuatro años de gestión ha sentado las bases para la gestión futura del SNLN. Por ejemplo, el manejo del área en torno a objetos de conservación y amenazas críticas está permitiendo dirigir los esfuerzos de forma objetiva y eficiente sobre la base del trabajo colaborativo entre diversos actores. De igual forma, el trabajo de costeo realizado permitió obtener una visión general de los distintos tipos de gastos, lo que permitirá anticiparse a los presupuestos necesarios y plantear mecanismos para el financiamiento en el largo plazo, dando sostenibilidad a la tarea de conservación. Asimismo, la incorporación explícita de los efectos de cambio climático al manejo del SNLN, contribuye de forma importante a la implementación de medidas que reduzcan la vulnerabilidad de los ecosistemas de montaña, en virtud del bienestar de las personas que mayormente se vinculan al SNLN.

El camino hacia la gestión efectiva del SNLN ha sido facilitado y acompañado por WCS, pero son sus gestores en el territorio los que, en la práctica, están liderando la toma de decisiones y propiciando los espacios de aprendizaje. El acompañamiento estratégico de WCS en el proceso de análisis y diseño de la Estrategia de Conservación ha resultado clave en la etapa inicial, un período crítico que define la trayectoria completa de la gestión de conservación. Siendo una organización especializada en la práctica científica de la conservación, toma la bandera de la biodiversidad y la levanta en el marco de una empresa que tiene su foco en producción, y la posiciona en el desafiante contexto real de conservación de la zona mediterránea de Chile, una de las más valiosas y a la vez más amenazadas de Chile y el mundo. Entendiendo y aplicando ciclo de los EC, su principio adaptativo, ecosistémico e integrado, WCS avanza en el proceso de la gestión efectiva de conservación de forma no-lineal, re-ajustando el proceso según sea necesario, ya sea sumando nueva información o retrocediendo y redirigiendo las decisiones, en función de cambios de contexto en múltiples factores y escalas. Pero tal como se necesitan dos para bailar el tango, se reconoce en este proceso la disposición y compromiso de Anglo American, la cual se ha ido abriendo al conocimiento e incorporación de la gestión de la conservación en su territorio. De hecho, una de las dificultades más importantes en la gestión de conservación del SNLN, ha sido la falta de comunicación y entendimiento entre las sociedades propietarias de las tres hijuelas que lo componen. Esto deriva, por un lado, de la ausencia de mecanismos (implícitos o explícitos) para la gestión integrada y coordinada del territorio como área protegida y, por otro, podría estar relacionada con una falta de cultura y legalidad que promueva la conservación de biodiversidad. Este fenómeno tiene reflejo en la ausencia de un mandato constitucional que reconozca y promueva el valor de la biodiversidad para el bienestar actual y futuro de la sociedad chilena (Galdámez et al., 2021), así como en la ausencia de otras piezas legislativas, como una Ley de biodiversidad y áreas protegidas. En última instancia, esto puede perjudicar el logro de los objetivos de conservación planteados para el SNLN. En este sentido, una mayor dedicación a buscar espacios de encuentro y de generación de confianzas para la construcción de una gobernanza integrada con disposición al manejo colaborativo del SNLN es, ciertamente, uno de los aspectos más prioritarios para la gestión efectiva de la conservación.

5. CONCLUSIÓN

El desafío de detener y revertir la pérdida de nuestro patrimonio natural, aquel que sostiene nuestra vida desde lo más fundamental, es enorme. Lo propio de esta naturaleza es su casi infinita diversidad, su carácter sistémico e integrado, lo que nos mandata a acercarnos a su conservación con creatividad y una disposición al diálogo que permita el entendimiento integrado de los distintos contextos (p.e. ecológicos, políticos, legales, sociales, culturales) para definir un destino vivo de los territorios en la multiplicidad de formas de vida que los habitan. Precisamos, como sociedad, desplegar diversos modelos y formas de hacer conservación en los territorios, que nos permita sumar experiencia a la práctica aún incipiente de la conservación. Ejemplos como el acá descrito, esperan sumar al conocimiento colectivo de conservación de biodiversidad y a la generación y fortalecimiento de diversas alianzas para avanzar en protección y puesta en valor efectiva de los sistemas naturales de Chile central y abrir espacios, tanto para compartir estos aprendizajes, como para generar confianzas entre actores con visiones comunes hacia la conservación de la biodiversidad de nuestros territorios.

AGRADECIMIENTOS

WCS agradece a la naturaleza y a todas aquellas personas que están siendo parte de la gestión del SNLN, incluidos sus propietarios, usuarios y autoridades gubernamentales.

REFERENCIAS

Bonelli, S., Vicuña, S., Meza, F. J., Gironas, J., y Barton, J. (2014) Incorporating climate change adaptation strategies in urban water supply planning: the case of central Chile. *Journal of Water and Climate Change*, *5*(3), 357-376. http://dx.doi.org/10.2166/wcc.2014.037

Conservation Measures Partnership. (2020). *Open standars for the practice of conservation*. Version 4.0. https://conservationstandards.org/about/

Center of Applied Ecology and Sustainability. (2015). *Estándares de gestión y fortalecimiento metodológico para la planificación del manejo, la gestión financiera, y el monitoreo y evaluación de las áreas protegidas* (Informe final). PNUD-GEF SNAP.

Corporación Nacional Forestal. (2017). *Manual para la planificación del manejo de las áreas protegidas del SNASPE*. Santiago, Chile.

Galdámez, L., Millaleo, S., y Saavedra, B. (Eds.). (2021) *Propuestas integradas para una Constitución Socio-Ecológica*. Red de Constitucionalismo Ecológico, Santiago, Pehuén.

Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenabeit (GIZ) - Conservation Measures Partnership (CMP). (2020). *Climate-Smart Conservation Practice: Using The Conservation Standards to Address Climate Change*.

Bongaarts, J. (2019). IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Population and Development Review. 45*, 680-681. https://doi.org/10.1111/padr.12283

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

Moya, D., Herreros, J., y Ferreyra, J. (2014). *Representatividad actual de los pisos vegetacionales en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y de sitios prioritarios para la conservación en Chile* (Documento de Trabajo, Proyecto Creación de un Sistema Nacional de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional). MMA / GEF-PNUD. Santiago, Chile.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G. A. B., y Kent, J. (2000). Biodiversity *hotspots* for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501

Noss, R. (1990). Indicators for monitoring biodiversity. *Conservation Biology*, *4*(4), 355–364. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x

Saavedra, B., y Simonetti, J. (2011). Private Conservation. The example that Wildlife Conservation Society Builds from Tierra del Fuego. En E. Figueroa (Ed.), *Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations* (pp. 357-392). Ocho Libros Editores. Santiago, Chile.

Semlitsch, R., y Bodie, J. R. (2003). Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology*, *17*(5), 1219–1228. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x

Stein, B. A., Glick, P., Edelson, N., y Staudt, A. (Eds.). (2014). *Climate-Smart Conservation: Putting Adaptation Principles into Practice*. National Wildlife Federation. Washington, D.C. www.nwf.org/ClimateSmartGuide

Wildlife Conservation Society. (2015). *Análisis, adaptación y sistematización de estándares para la planificación del manejo en Iniciativas de Conservación Privada y Áreas Marinas Costeras Protegidas de Múltiples Usos* (Proyecto Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional). MMA / GEF-PNUD.

Wildlife Conservation Society. (2019). *Plan de Manejo Santuario de la Naturaleza Los Nogales (Período 2020-2030)*. Lo Barnechea, Región Metropolitana, Chile.

GLOSARIO

Biodiversidad: variedad y variabilidad de la vida en sus tres dimensiones (composicional, estructural y funcional) y niveles jerárquicos (genes, poblaciones, ecosistemas y paisajes). Es la base fundacional que origina y sustenta una amplia gama de servicios ecosistémicos indispensables para la supervivencia y bienestar humanos.

Conservación efectiva: implica conocer cómo se manifiesta el éxito de medidas implementadas, bajo qué escenario o contextos funcionan, cómo es posible adaptarlas oportunamente para tener un impacto mayor en conservación.

Contribuciones de la naturaleza a las personas: diversos sustentos obtenidos a partir del funcionamiento de los ecosistemas, dando el soporte básico para la vida de las personas, proveyendo bienes materiales e inspiración espiritual. Se clasifican en 18 categorías que cubren un amplio rango de contribuciones directas e indirectas de la naturaleza a la humanidad.

Objetos de conservación: entidades tangibles que son el foco de un proyecto de conservación y hacia las cuales se dirigen los objetivos finales. Son la base para el establecimiento de metas, el diseño de acciones y la medición de la efectividad. En general, corresponden a sistemas ecológicos/hábitats o especies que representan y abordan el conjunto completo de la biodiversidad dentro del alcance del proyecto. No obstante, también pueden ser foco del proyecto aspectos culturales materiales (p.e. sitios arqueológicos) y no-materiales (p.e. tradiciones) y/o a aspectos clave del bienestar humano (p.e. salud respiratoria, acceso a agua).

CAPÍTULO 9 / Sección 3

Cambio climático, recursos vegetacionales y ganadería: proyecto piloto de restauración pasiva en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales, Región Metropolitana de Santiago, Chile

Leonardo Durán[1,3], Alejandro Venegas-González[1,3]*, Waldo Pérez-Martínez[1,3]*, Paulina Vidal-Páez[1,3], Cristina Aravena[1], Narkis Morales[2,3], Idania Briceño-de-Urbaneja[1,3], Alejandro Tamayo[4]*

1. Hémera Centro de Observación de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor. Camino La Pirámide 5750, Huechuraba, Santiago, Chile.
2. Centro de Modelación y Monitoreo de Ecosistemas, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor. Camino La Pirámide 5750, Huechuraba, Santiago, Chile.
3. Escuela de Ingeniería Forestal, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor. Camino La Pirámide 5750, Huechuraba, Santiago, Chile.
4.Gerencia de Control de Proyectos Ambientales, Anglo American Chile, Isidora Goyenechea 2800, Las Condes, Santiago, Chile.
**leonardo.duran@umayor.cl, alejandro.venegas@umayor.cl, waldo.perez@umayor.cl*

RESUMEN

Los ecosistemas andinos de Chile central son una de las zonas más vulnerables al cambio climático a nivel mundial. Además, estos ecosistemas históricamente han sido usados por las comunidades locales para realizar ganadería trashumante en verano (veranadas). Sin embargo, los impactos de las veranadas en los ecosistemas de montaña, en un contexto de cambio climático, están escasamente estudiados. Ante esta situación, se propuso un proyecto piloto de naturaleza socioecológica para evaluar el efecto del cambio climático y el uso ganadero sobre la funcionalidad de la vegetación altoandina en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales (SNLN), utilizando herramientas ecológicas, edafológicas, sociológicas y sensores remotos. Para ello, se instalaron parcelas de exclusión y control ubicadas en áreas de bofedal altoandino (~3.400 m s.n.m.) y matorral altoandino (~2.600 m s.n.m.), abarcando una superficie total de 2 ha aproximadamente. Los objetivos de este proyecto consisten en (i) evaluar el éxito de la exclusión de ganado (restauración pasiva) sobre las características de la vegetación, suelo y condiciones micro climáticas de las parcelas; (ii) analizar el efecto de las condiciones climáticas futuras sobre la estructura de la vegetación utilizando un experimento de simulación futura de calentamiento global; y (iii) caracterizar las condiciones sociales y organizativas de los actores locales que utilizan de forma histórica el área con fines pecuarios. La información y los resultados de este proyecto aportarán en la definición de estrategias y acciones de restauración y gestión de los recursos naturales del SNLN.

18
Parcelas de muestreo
↓
1200 m²
Dos comunidades:

- **BOFEDAL ALTOANDINO** 3 parcelas + 3 controles
- **MATORRAL ALTOANDINO** 6 parcelas + 6 controles

18
Muestras compuestas de suelo de los primeros 10 cm de cada parcela.
↓
SE OBTUVO:

- **NPK**
- **pH**
- **% materia orgánica**

1. INTRODUCCIÓN

El cambio climático y los cambios en el uso de suelo han impactado a diferentes ecosistemas terrestres a nivel mundial, acelerando la degradación de bosques, disminuyendo la productividad primaria y modificando la distribución natural de especies (Allen et al., 2010; McDowell et al., 2020), condiciones que deberían incrementar durante este siglo (Allen et al., 2015). Estos cambios en la dinámica natural han afectado negativamente las funciones de los ecosistemas, especialmente aquellos relacionados con la captura del carbono, ciclo hidrológico, biodiversidad y aprovechamiento de los servicios ecosistémicos por parte de comunidades aledañas (Valdivia et al., 2010; Prober et al., 2012; Lafortezza y Chen, 2016).

A nivel país, los ecosistemas de Chile central se encuentran entre los más amenazados por el cambio climático (Marquet et al., 2019). Esta región está experimentando condiciones de sequía histórica desde el año 2010, afectando significativamente sus cuencas hidrográficas (Garreaud et al., 2017; Alvarez-Garretón et al., 2021). Los cambios actuales en la variabilidad climática se observan en la degradación de los bosques (Venegas-González et al., 2019; Matskovsky et al., 2021), el aumento de incendios forestales (González et al., 2018; Urrutia-Jalabert et al., 2018), e impactos negativos en la agricultura (Zambrano et al., 2018).

En esta zona geográfica se ubica la región mediterránea de Chile, único ecosistema de este tipo en Sudamérica que alberga un alto nivel de endemismo de flora y fauna, siendo considerado uno de los denominados *hotspot* de biodiversidad (Myers et al., 2000). Sobre estos sistemas, las zonas montañosas de la Cordillera de los Andes de Chile central albergan un importante reservorio de agua dulce en el permafrost, el cual se prevé que disminuya hasta en un 87% para finales del siglo (Ruiz et al., 2021). Considerando que los modelos climáticos proyectan para Chile central un aumento anual de temperatura de ~1,2 °C (RCP 2.6) a ~3,5 °C (RCP 8.5) y una disminución de la precipitación de ~3% (RCP 2.6) a ~30% (RCP 8.5) para el año 2100 (Bozkurt et al., 2018). Por lo tanto, se prevé un escenario complejo para los recursos vegetales e hídricos, y a su vez para la utilización directa e indirecta de estos recursos por la población y las comunidades locales, especialmente de la vegetación andina de los Andes central (> 2.000 m s.n.m.) (Payne et al., 2017; Cavieres et al., 2021).

Junto al cambio climático, los ecosistemas de esta región se encuentran presionados por la sustitución de ecosistemas nativos por cultivos agrícolas y plantaciones forestales, expansión urbana, tala no sustentable e incendios forestales, provocando la fragmentación de hábitat y pérdida de biodiversidad (Schulz et al., 2010; Hernández et al., 2016). A su vez, estos ecosistemas son la base para el desarrollo de la ganadería trashumante, que corresponde al pastoreo de tipo intensivo en continuo movimiento donde el ganado permanece aislado en la zona montañosa y deambula para buscar las mejores zonas de alimentación (Razeto, 2007). La ganadería trashumante como sistema de producción está determinado por una gran variedad de factores como el estado ambiental de la zona, el tamaño de las áreas de pastoreo, la tenencia de la tierra, y las políticas públicas relacionadas con el ámbito agropecuario, entre otros factores (Leon-Velarde et al., 2000).

En toda la extensión del territorio andino chileno las comunidades campesinas y de pueblos originarios practican la ganadería trashumante al intercalar el tiempo de pastoreo entre tierras bajas, denominada "invernada" y la alta montaña, conocida como "veranada" (Guagliardo, 2015). Como práctica social y cultural, el uso de los recursos intercalados entre las tierras bajas y zonas de alta montaña responde a esquemas de uso común de los recursos disponibles en un área determinada (Huiliñir, 2000), y permite la generación de ingresos económicos a las comunidades como parte de una matriz productiva familiar basada la producción agrícola, el aprovechamiento de recursos forestales para consumo familiar, y la provisión de servicios (p.e. turismo).

Sin embargo, el uso de los ecosistemas de zonas montañosas por la ganadería trashumante genera problemas de erosión y degradación de los suelos, y afecta la dinámica de regeneración natural de la vegetación (Zamorano-Elgueta et al., 2014). Pese a este problema, la reglamentación actual se enfoca en la detección de enfermedades en los campos de pastoreo animal, y no en la carga animal o la necesidad de implementar acciones de restauración enfocadas en la recuperación de la funcionalidad de la vegetación afectada por el tránsito y consumo del ganado (Catrileo y Alvarado, 2009).

Estos aspectos, junto al escaso conocimiento de los ecosistemas de alta montaña genera brechas que limitan la mitigación y reparación de los potenciales impactos negativos del cambio climático y otras variables sobre la biodiversidad (Rojas et al., 2019) y por ende, impide tomar decisiones en favor de la gestión de los recursos naturales bajo un enfoque de paisaje. Ante esta situación, la restauración ecológica surge como una posible solución para esta problemática, más aún en zonas extremadamente vulnerables (Muñoz-Rojas et al., 2020) como los Andes de Chile central.

La restauración ecológica corresponde al proceso de asistir la recuperación de áreas que han sido, y están siendo degradadas, manipulando las propiedades biofísicas del ecosistema dañado para facilitar la reanudación de la sucesión ecológica de manera directa (restauración activa) o indirecta (restauración pasiva) (SER, 2004). En particular, las actividades de restauración pasiva se recomiendan cuando los recursos económicos son limitados y existen desafíos logísticos para recuperar áreas de gran extensión, como es el caso de los ecosistemas altoandinos de Chile central. Específicamente en esta región resulta necesario recuperar y aumentar sus funciones ecosistémicas degradadas como el almacenamiento de carbono y la provisión de agua, el control de la erosión, el hábitat de especies y el mantenimiento de la biodiversidad, entre otros.

Experiencias previas en restauración en la zona central del país se han centrado principalmente en establecer plantaciones con especies arbóreas sin considerar la resiliencia de las áreas degradadas. Por ello, estudiar la capacidad potencial de auto regeneración natural de la vegetación se ha tornado clave para proyectos públicos y privados relacionados con la conservación, recuperación y mitigación al cambio climático. En este contexto, y mediante una alianza estratégica entre la empresa Anglo American Chile y el Centro de Observación de la Tierra Hémera, el Centro de Modelamiento y Monitoreo de Ecosistemas y la Escuela de Ingeniería Forestal de la Universidad Mayor, se ejecuta una iniciativa piloto que tiene por objetivo evaluar los efectos de las veranadas en ecosistemas andinos de Chile Central bajo distintos escenarios de calentamiento global, basados en la resiliencia y potencial de auto regeneración natural del Santuario de la Naturaleza Los Nogales, utilizando multi-indicadores socioecológicos.

Específicamente, los objetivos del proyecto se relacionan con la evaluación de la restauración pasiva sobre las características de la vegetación, suelo y condiciones micro climáticas; el análisis del efecto de las condiciones climáticas futuras sobre la vegetación y; la descripción de las condiciones sociales y organizativas de los actores locales que utilizan de forma histórica el área con fines pecuarios. El siguiente documento describe las principales actividades ejecutadas y una reflexión de los principales factores que se consideran determinantes para el proceso en desarrollo y su proyección en términos de escala y tiempo.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El Santuario de la Naturaleza Los Nogales (SNLN) se localiza en la Cordillera de Los Andes central, Comuna de Lo Barnechea, Región Metropolitana de Santiago (Figura 1). Con una superficie de 11.025 ha, el santuario abarca el 14% de la superficie total de los santuarios de la naturaleza establecidos en la Región Metropolitana de Santiago, y se caracteriza por su ecosistema de alta montaña que tiene como eje principal los esteros el Arrayán y Ortiga (CMN, 2010; WCS, 2019).

Creado en 1973 mediante el Decreto Supremo N°726 del Ministerio de Educación, el SNLN se justifica por la presencia de especies de flora y fauna autóctona, el interés por la conservación de la riqueza de la zona para estudios e investigaciones ecológicas, y las limitaciones del área para explotaciones agropecuarias, acotada a la utilización de las veranadas en la época estival, y no por objetos de protección particular (MINEDUC, 1973).

Con una precipitación promedio de 484 mm y temperaturas que varían entre -15 y 20 °C (CR2, 13 de septiembre 2021), en el área se identifican cinco sistemas geomorfológicos, donde el sistema glacial está representado por glaciares rocosos que abarcan una superficie de 0,31 km^2 (DGA, 2019). En términos geológicos, el santuario está constituido por las formaciones Abanico (Eoceno superior-oligoceno (±37 a ±23 Ma) y Farellones (Mioceno inferior a medio, 23-16 Ma), y los suelos rocosos son del tipo gelisol y alfisol (HÉMERA, 2018).

Distribuido en un rango altitudinal desde los 1.200 hasta los 3.700 m s.n.m., el SNLN está cubierto por bosque esclerófilo (3.480 ha), matorrales de baja altura (3.331 ha), y vegetación altoandina (3.592 ha) (Luebert y Pliscoff, 2006). La vegetación está influenciada por las variaciones de altitud, temperatura, radiación solar,

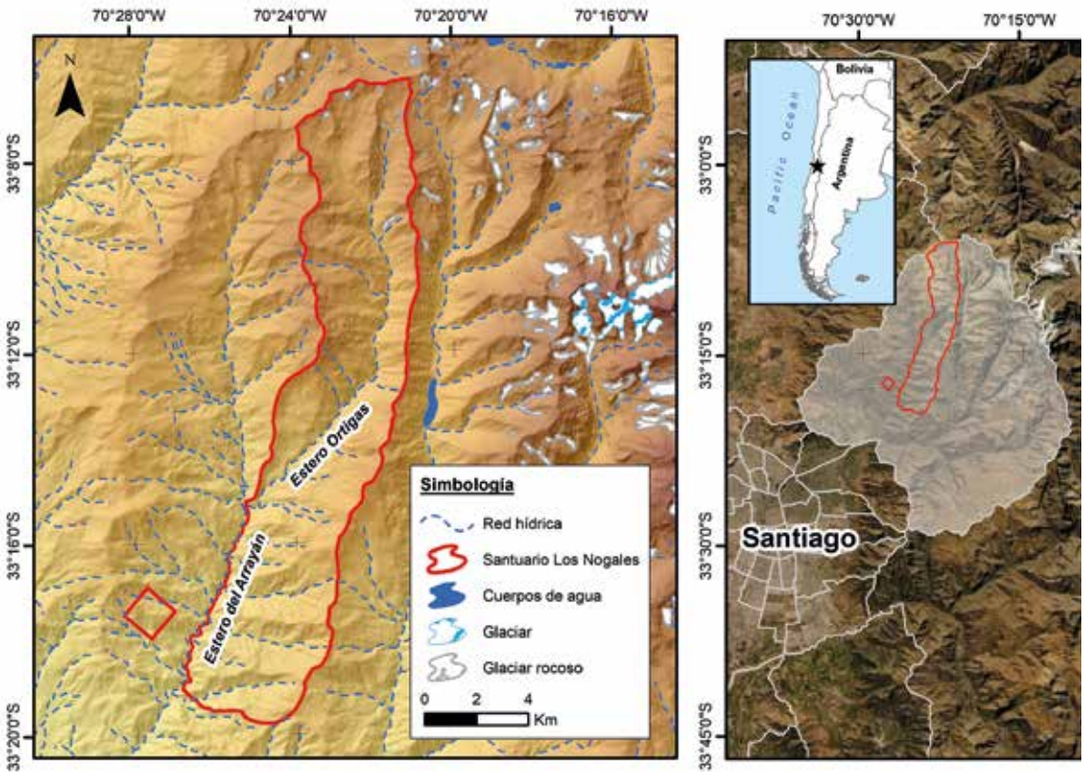


Figura 1. Mapa de ubicación Santuario de la Naturaleza Los Nogales.

humedad, relieve, suelo, y la duración y época del derretimiento de la nieve, entre otros factores (Muñoz-Schick et al., 2000).

Entre los 1.000-1.600 m s.n.m. predominan especies características del bosque esclerófilo como litre (*Lithrea caustica*), quillay (*Quillaja saponaria*), bollén (*Kageneckia oblonga*) y otras de tipo xerófito en áreas de exposición norte. Entre los 1.600-2.000 m s.n.m., destacan el frangel (*Kageneckia angustifolia*), pingo pingo (*Ephedra chilensis*) y hierba blanca (*Chuquiraga oppositifolia*), constituyendo formaciones arbóreas y de matorral arborescente abierto. En tanto, entre los 2.000-2.800 m s.n.m., la vegetación es de tipo arbustivo y herbáceo, y se identifican especies como la uva de la cordillera (*Berberis empetrifolia*), caulia (*Tetraglochin alatum*) y llareta (*Azorella ruizii*) sobre los 2.800 m s.n.m. se encuentran los bofedales altoandinos, destacando la llareta (*Azorella madreporica*) y coirón (*Stipa chrysophylla*) (Cavieres et al., 2000).

Actualmente, el SNLN cuenta con un Plan de Manejo, cuyo alcance temporal es de 10 años (2020–2030), y que enfatiza la conservación de los esteros y arroyos, los bofedales altoandinos, y los bosques de quebradas amenazados por procesos de desertificación, especies invasoras, la actividad ganadera, y usos recreativos (Sierralta, 2019; WCS, 2019).

3. DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO DE RESTAURACIÓN PASIVA EN EL SANTUARIO DE LA NATURALEZA LOS NOGALES

3.1. Evaluación del efecto de la actividad ganadera en los recursos vegetacionales

3.1.1. Establecimiento de parcelas de muestreo

Durante el año 2021, se establecieron nueve parcelas de muestreo cercadas de 1.200 m² (30x40 m) en dos comunidades vegetales andinas: bofedal altoandino (~3.400 m s.n.m.) y matorral altoandino (~2.600 m s.n.m.). Específicamente, seis parcelas cercadas se ubicaron en la comunidad de matorral y tres en el bofedal altoandino. Cada parcela cercada tiene la función de excluir la presión del ganado trashumante (Figura 2). De forma contigua a cada parcela cercada, se estableció una parcela de control sin cerco de 1.200 m² (30x40 m).

El experimento consta de 18 parcelas de medición que abarcan una superficie de 2,16 ha. Las parcelas distribuidas entre el matorral y el bofedal altoandino (Figura 3), permitirán evaluar el efecto del pastoreo estacional de forma simultánea en ecosistemas de la zona media y alta del SNLN, y donde las primeras mediciones de la vegetación se efectuaron entre abril y mayo del 2021.

Figura 2. **a)** Parcela de muestreo establecida en bofedal altoandino y **b)** matorral altoandino.

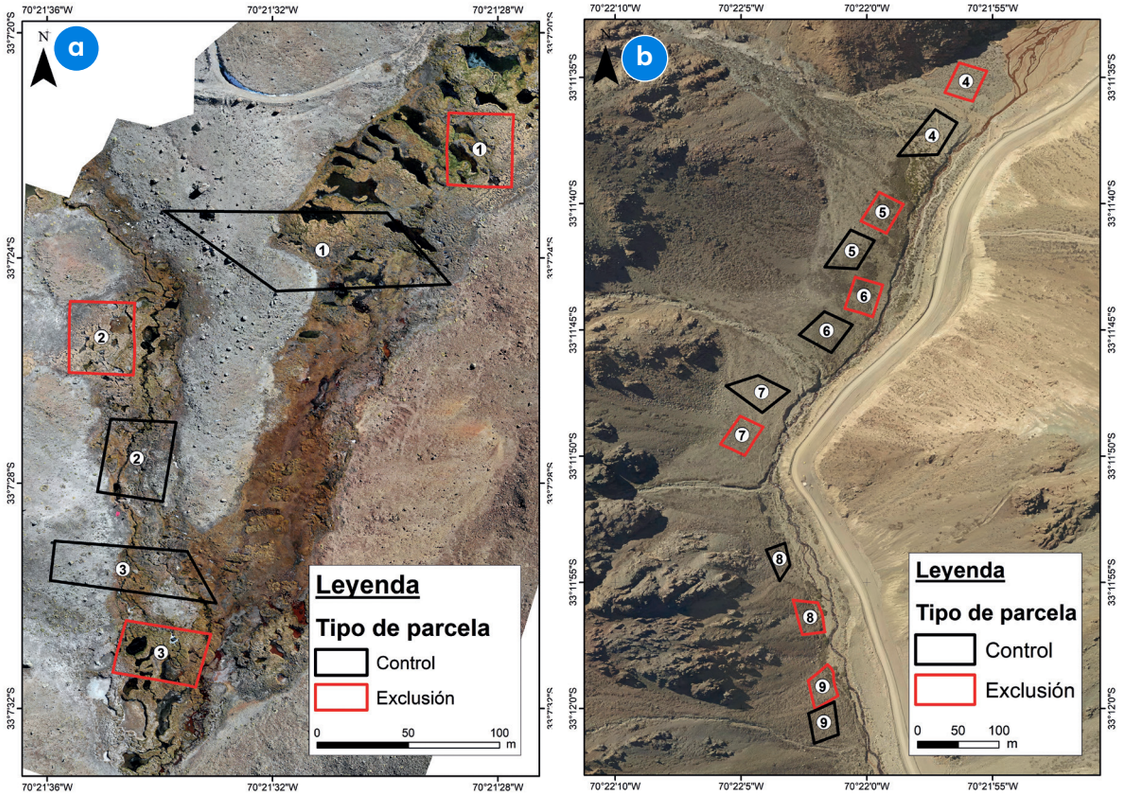


Figura 3. Distribución de parcelas control y exclusión en **a)** corresponde al bofedal altoandino y **b)** al matorral altoandino.

3.1.2. Caracterización *in situ* de la vegetación

Para caracterizar la vegetación de la comunidad del matorral altoandino, se marcaron cinco subparcelas de 25 m^2 (5x5 m) distribuidas en los vértices y el centro de las parcelas cercadas y sin cerco. En cada subparcela, se identificaron todos los individuos que tuvieran una altura mínima de 30 cm, asignando a cada individuo un código que indica el número de la parcela, tipo de parcela (con cerco/exclusión y sin cerco) y el número respectivo (p.e. P4E-01, parcela 4 de exclusión, planta 01). Para cada individuo, se registró altura (m), diámetro de copa en la orientación Norte-Sur y Este-Oeste (m), y el estado sanitario (sano: 75-100% copa viva; enfermo: 50-75% copa viva; moribundo: 0-50% copa viva; muerto: 0% copa viva). A su vez, se establecieron al azar 10 subparcelas de 1m^2 (1x1 m) para medir la abundancia y diversidad de regeneración de las especies identificadas (Figura 4).

En tanto, para caracterizar la vegetación en el bofedal altoandino, se utilizó el método de *quadrapoint* (Mostacedo y Fredericksen, 2000). En cada parcela cercada y sin cerco se instaló un transecto de 40 metros de largo distanciado cada 10 metros al interior de cada parcela, y a lo largo de cada transecto se estableció una subparcela de 1 m^2 (1x1 m) cada 5 metros de distancia. En cada subparcela, se identificaron las especies presentes y se estimó el porcentaje de cobertura para determinar el grado de heterogeneidad de la vegetación (Figura 5).

.

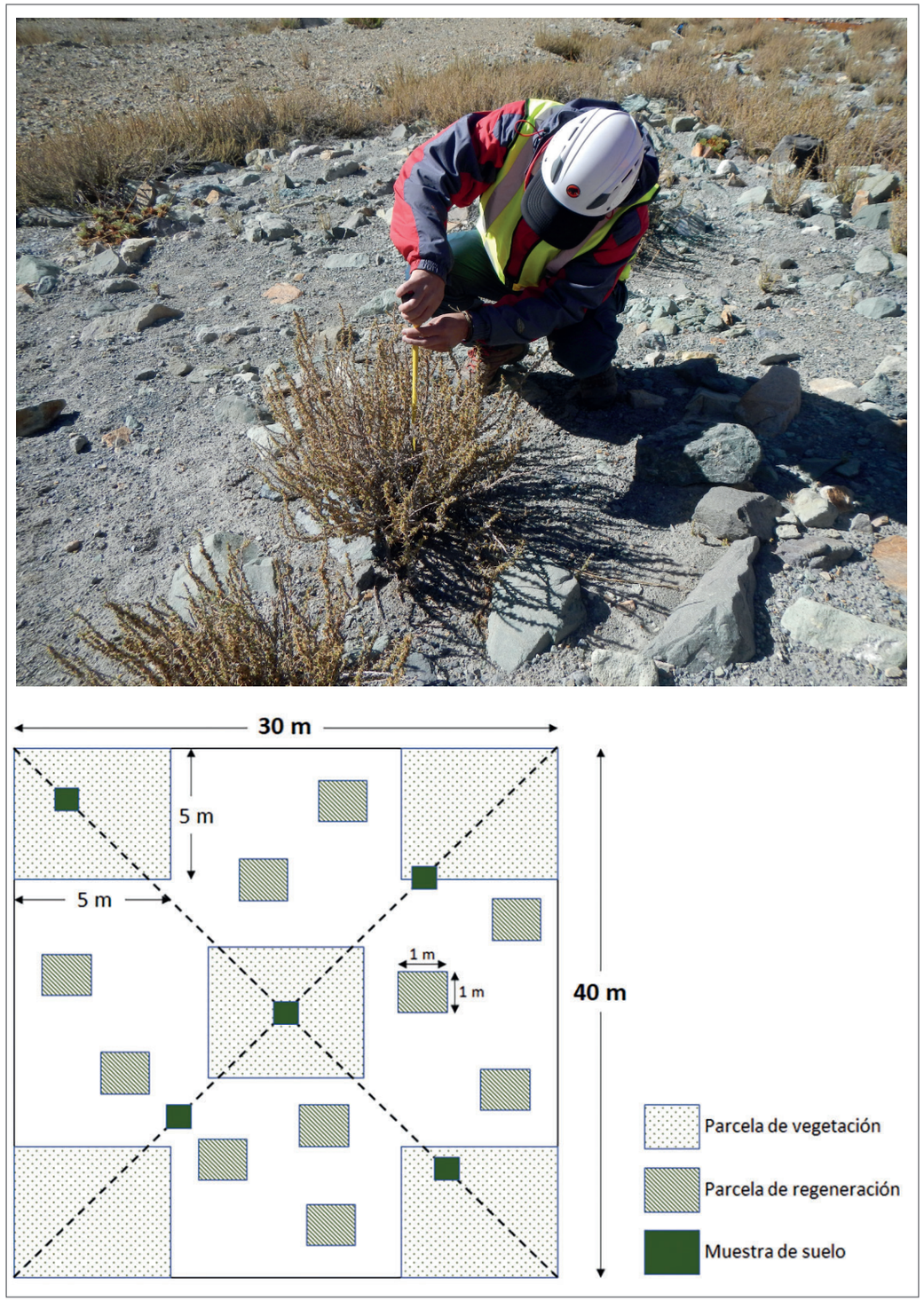


Figura 4. Esquema de las parcelas establecidas en el matorral altoandino.

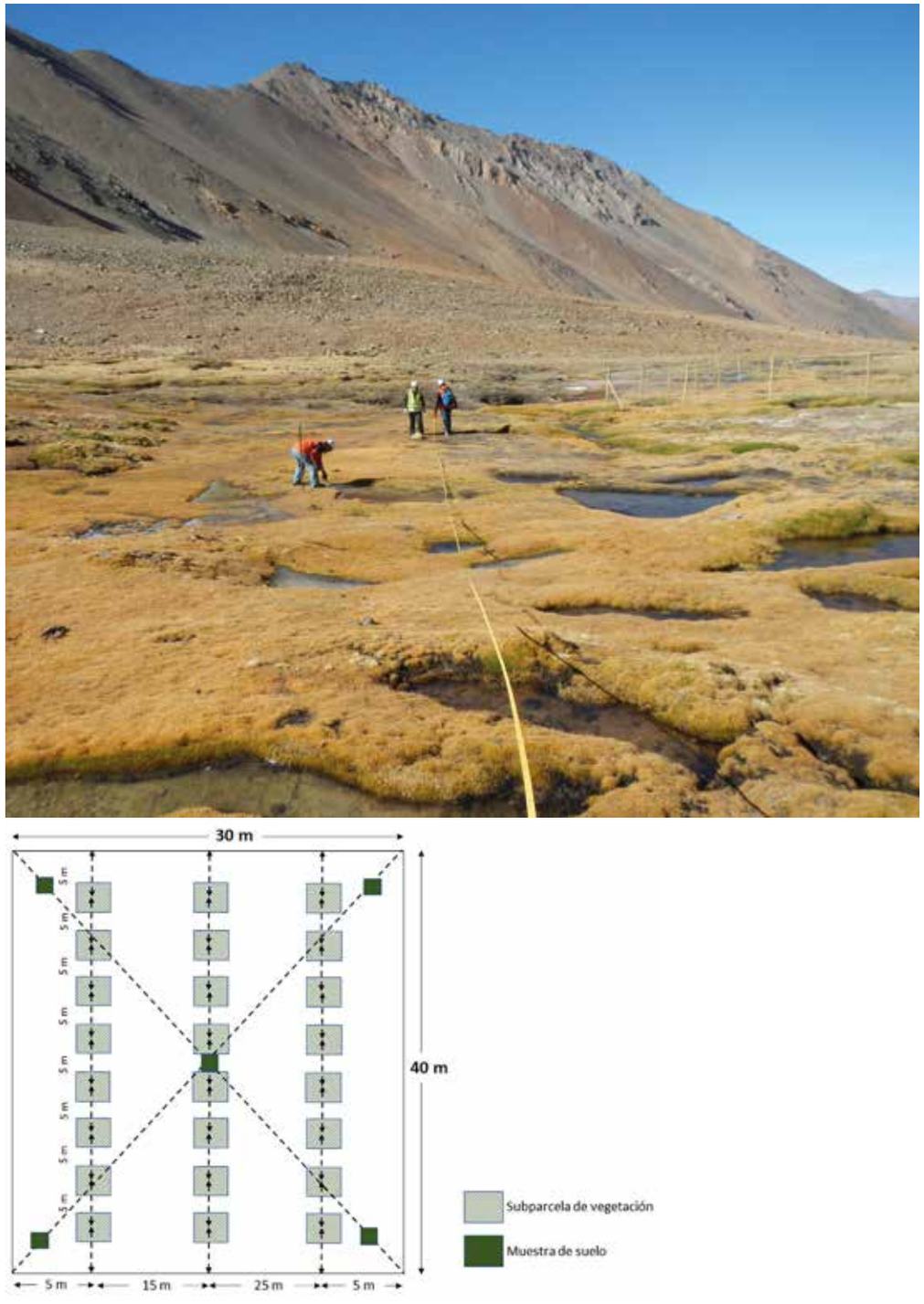


Figura 5. Esquema de las parcelas establecidas en el bofedal altoandino.

En los casos en que no fue posible identificar las especies *in situ*, se fotografiaron y colectaron muestras que posteriormente fueron analizadas mediante herbarios y documentos de descripción de especies vegetales. Para todas las especies identificadas, se revisó si estaba definida en categoría de conservación de acuerdo con el inventario nacional de especies de Chile del Ministerio del Medio Ambiente.

La vegetación en los sitios del bofedal y el matorral altoandino serán evaluados antes y después de la estación de crecimiento durante el período 2022 y 2023. Los resultados de levantamiento sistemático de información, permitirá analizar la variación en estructura y composición florística de la vegetación.

3.1.3. Caracterización *ex situ* de la vegetación

Para caracterizar la vegetación *ex situ* en los sitios de muestreo y analizar la variación de la cobertura vegetal a nivel de sitio, se realizó un sobrevuelo con un vehículo aéreo no tripulado (RPAS) Mavic 2 Enterprise Advanced RTK. El vuelo efectuado en el mes de abril entregó imágenes de alta resolución espacial (3 cm) del área de bofedal y del matorral altoandino (Figura 6). La caracterización con esta herramienta se realizará antes y después de la estación de crecimiento en cada comunidad vegetal, y permitirá obtener información sobre cambios de coberturas vegetales (abundancia y dinámica de la población de plantas), mapeo e índices de vegetación, que complementará a la caracterización *in situ*.

3.1.4. Caracterización del suelo

Para complementar la caracterización vegetal en la comunidad vegetal del matorral se colectaron muestras de suelo en cada parcela cercada y sin cerco. Para extraer las muestras de suelo, se aplicó un muestreo sistemático en forma de cruz, donde en cada parcela cercada y sin cerco se obtuvo una muestra compuesta de cinco submuestras extraídas de los primeros 10 cm de profundidad del suelo. La muestra fue enviada a laboratorio para realizar análisis químicos de nutrientes (NPK), pH y contenido de materia orgánica. Para identificar cambios en estas variables, al final del proyecto se extraerán nuevamente muestras de suelo con el protocolo aplicado.

Figura 6. *Ortofoto* del sitio bofedal altoandino **a)** y matorral altoandino **b)**.

3.2. Evaluación del efecto del cambio climático en los recursos vegetacionales

3.2.1. Descripción de las características micro climáticas en los sitios de estudio

Para obtener información sobre el efecto de las veranadas en las condiciones micro climáticas en la zona de bofedal y matorral, se instalaron en todas las parcelas sensores de humedad, temperatura del aire y suelo.

Para el suelo, se utilizaron sensores inalámbricos RXW-THC-B que fueron instalados en mástiles de aluminio de 5 m de altura. Cada sensor fue enterrado a una profundidad de 20 cm, y registrará datos de humedad y temperatura cada 60 minutos. Para recopilar la información de los sensores de suelo, se instaló en el sitio del matorral y del bofedal altoandino una estación climática HOBO RX3000 que almacena los datos de cada sensor. A su vez, para la humedad y temperatura del ambiente, en cada parcela se instalaron sensores (*data logger*) que fueron establecidos a 1 m de altura (Figura 7).

Los sensores de humedad, temperatura ambiental y de suelo fueron instalados entre los meses de enero y abril 2021, y la información obtenida será extraída cada seis meses para el procesamiento y posterior análisis.

3.2.2. Respuesta de la vegetación a condiciones futuras de calentamiento global

Para evaluar como el aumento esperado de la temperatura afectará el desarrollo de la vegetación de bofedal y matorral altoandino, se estableció un experimento de cámaras de techo abierto. Para ello, en cada una de las parcelas cercadas y sin cerco de ambas comunidades vegetales se establecieron cámaras de crecimiento de techo abierto que simulan un aumento de la temperatura en un área de 1m^2 aproximadamente. Las cámaras de crecimiento de techo abierto tienen forma hexagonal y están construidas con placas de policarbonato, y permiten elevar la temperatura y alterar la humedad relativa (adaptadas de Marion et al., 1997).

Se instalaron cinco cámaras de techo abierto por tipo de vegetación (10 en total), en la que se estableció una parcela de 1 m^2 para analizar cambios en la cobertura de la vegetación. Además, se dejaron parcelas de 1m2 sin cámaras como control (cinco por tipo de vegetación). La cobertura se midió a través de una grilla de 1m^2 con 100 cuadrados de 10x10 cm y el uso de un dron a 2m de altitud. Se estima que la temperatura al interior de la cámara de crecimiento de techo abierto aumentará entre 0,7 a 1,5 °C, especialmente en primavera y verano. Para verificar el incremento en estas variables, en algunas cámaras se instalaron *data loggers* de temperatura y humedad del aire para compararlas con las condiciones climáticas actuales y evaluar la respuesta de la vegetación.

Figura 7. **a)** Unidad con sensor de suelo y ambiental y **b)** estación climática de almacenamiento de datos.

3.3. Caracterización de los ganaderos relacionados con el Santuario de la Naturaleza Los Nogales

Para analizar de forma integrada los cambios en un paisaje determinado, resulta necesario conocer en detalle los usuarios de los recursos de dicho paisaje. Para caracterizar a los actores que utilizan el SNLN con fines pecuarios, se utilizarán técnicas de tipo cualitativo y cuantitativo con un enfoque deductivo (Crowther y Lancaster, 2008). Por una parte, se realizó una revisión de información secundaria obtenida de informes públicos (p.e. Censo Agropecuario), artículos científicos y documentos de análisis histórico, y otros documentos técnicos (p.e. plan de manejo del SNLN) que describen la actividad ganadera, el uso de las veranadas, y las características de los usuarios del área. Con esta base, se diseñó un instrumento (entrevista semiestructurada) que será aplicada a los actores clave identificados que utilizan el santuario como sitio de "veranadas" para alimentar al ganado.

La entrevista semiestructurada, diseñada de forma conjunta con el especialista en comunidades de la Gerencia de Desarrollo Social y Comunidades de Anglo American, permitirá obtener información cuantitativa sobre (i) la masa ganadera que movilizan los arrieros en el área del SNLN y (ii) los principales aspectos económicos relacionados con la actividad ganadera; e información cualitativa respecto a (i) los esquemas de

Figura 8. Cámara de crecimiento de techo abierto instalad en **a)** matorral altoandino y **b)** bofedal altoandino.

gobernanza de los ganaderos, y (ii) su visión futura para el uso, conservación y gestión integrada del santuario.

Si bien los actores clave vinculados al SNLN desde la perspectiva ganadera se encuentran identificados, la aplicación del instrumento se ve limitada por el tiempo disponible de los ganaderos, asociado a la extensión del período de mantención del ganado en el área del santuario u otras áreas en la zona central. Sin embargo, el proceso de acercamiento con algunos actores ha permitido generar grados de confianza que podrían facilitar la aplicación de las entrevistas a corto plazo.

Los resultados de la caracterización de los usuarios del SNLN son fundamentales para identificar la forma en que las actividades de conservación y recuperación de los recursos puedan ser ejecutadas bajo un enfoque de gestión integrada del área, en que las acciones y beneficios se sostengan en una visión común y cuyos beneficios son equitativos para todos los involucrados.

4. REFLEXIONES DEL PROCESO EN DESARROLLO

El proyecto en desarrollo, pese a encontrarse en fase de instalación y recopilación de información del ecosistema y comunidades, lleva a reflexionar diversos aspectos que se consideran relevantes para la ejecución y proyección a largo plazo de las actividades científicas y técnicas involucradas, y las estrategias a diseñar en favor de la gestión integrada del santuario.

4.1. La restauración pasiva como alternativa de compensación

Es importante que los proyectos de restauración consideren los efectos del cambio climático en el área perturbada (Fernández y Morales, 2016). Aquello tiene especial relevancia cuando el éxito de una actividad de restauración está supeditada a un porcentaje de sobrevivencia de las especies reintroducidas o ya establecidas, y donde el éxito se relaciona con la resiliencia de las especies y del sitio ante eventuales cambios en las condiciones abióticas. Este problema, sumado a que los sitios o áreas con necesidades de restauración ya tienen algún nivel de degradación y muchas veces los elementos de perturbación siguen presentes, disminuyendo notoriamente la probabilidad de éxito en términos de resiliencia y viabilidad del sistema restaurado (Timpane-Padgham et al., 2017). Por esto, se ha planteado recientemente que la restauración basada en reforestación no es la mejor solución (Holl y Brancalion, 2020), ya que no se toma en consideración las condiciones edáficas, el tipo de especies y la dependencia hídrica.

De esta forma, aislando el principal factor de degradación, como es la herbívora, se espera que la zona de estudio pueda recuperar su resiliencia y por ende su viabilidad futura para el mantenimiento de procesos ecológicos (p.e. recuperación de biodiversidad) y socioeconómicos (p.e. aprovechamiento de praderas y matorrales para la ganadería). Así, sitios como el área del Santuario de la Naturaleza Los Nogales, se pueden convertir en sitios modelo para la mitigación de los efectos del cambio climático, especialmente en zonas de altura y cercanas a cursos de agua, debido a que la recuperación de estas áreas no solo contribuiría al secuestro de carbono, sino que también a la mantención de diversos servicios ecosistémicos, generando protección contra los riesgos climáticos en estos ecosistemas (von Holle et al., 2020).

El uso de múltiples indicadores bióticos y abióticos puede entregar información necesaria para tomar decisiones de manejo y determinar bajo qué condiciones las acciones de restauración pasiva son exitosas (Wortley et al., 2013). Recopilar de forma sistemática la información del ecosistema permitirá no solo generar modelos y simulaciones tendientes a evaluar un sitio específico y determinar si tiene potencialidad para actividades de restauración pasiva, sino que también permitiría determinar qué ecosistemas y actividades requieren trabajo prioritario. Sin embargo, este proceso no puede sostenerse solamente en información ecológica del ecosistema (p.e. descripción de la vegetación), sino también requiere conocer los aspectos económicos, sociales y culturales vinculados con un ecosistema particular.

Para el caso del SNLN, el proyecto piloto de restauración entrega una oportunidad para evaluar a largo plazo el comportamiento de la vegetación en un contexto de cambio global e implementar un proceso de monitoreo desde un enfoque científico (p.e. evaluación periódica de las parcelas) que se complemente a esquemas de monitoreo local a partir del involucramiento sistemático de los usuarios del área, en este caso, los arrieros de la zona.

4.2. El cambio climático y la ganadería trashumante

A nivel mundial, la trashumancia ha sido afectada por el cambio en las condiciones ambientales, puesto que la calidad de los forrajes y la disponibilidad de agua se ha reducido considerablemente. Esto influye directamente en la alimentación de los animales y genera dificultades a las familias y comunidades que sostienen sus medios de vida en base a la actividad pecuaria (Chatty y Sternberg, 2015). Así, a nivel global, se tiene que en países de Asia y África la trashumancia se verá afectada debido al aumento de la temperatura, incidiendo en la mortalidad del ganado por el estrés calórico, y la pérdida de áreas de alimentación para el ganado a causa de la expansión agrícola, inundaciones y el aumento en la propagación de enfermedades (Kirkbride y Grahn, 2008; Chatty y Sternberg, 2015).

En nuestro país, el efecto del cambio climático sobre actividades ganaderas puede ser positiva o negativa dependiendo del punto geográfico en donde se encuentren (CEPAL, 2012). Es así, que para zonas más australes, el aumento de las temperaturas podría beneficiar el crecimiento de las especies vegetales, traduciéndose en una mayor disponibilidad de alimento y la posibilidad de establecer sistemas de producción integrados con otros usos de la tierra; mientras que en zonas de escasez hídrica como Chile central, la productividad de las praderas podría verse reducida por la falta de agua, llegando a afectar no solo el crecimiento de los animales (base del ingreso monetario familiar), sino también las decisiones relacionadas con la búsqueda de condiciones adecuadas para el mantenimiento del ganado en la época estival. Esto último, es uno de los potenciales efectos negativos a considerar en los ganaderos trashumantes que se relacionan con el SNLN, donde los costos asociados no

son solo de tipo económico, sino también ecológicos y culturales.

Sin duda, el cambio climático repercutirá en aspectos ecológicos, económicos, sociales y políticos. La población y las comunidades se encontrarán expuestas y vulnerables de forma diferenciada, y por ello es necesario analizar las relaciones de causa-efecto para diseñar estrategias, técnicas y políticas que favorezcan la adaptación al cambio climático, en un marco de reconocimiento de los elementos del contexto que varían entre individuos y grupos sociales, así como entre territorios y en el tiempo (Welz y Krellenberg, 2016).

Es por ello, que el diseño e implementación de estrategias de planificación territorial resultan fundamentales para el ordenamiento espacial y en el tiempo del uso del recurso, y la implementación de medidas de mitigación, adaptación y seguimiento de sus consecuencias (Barton, 2009). Así, conocer los alcances que tendrá el cambio climático sobre la ganadería trashumante en la zona central, específicamente aquella implementada en el SNLN será clave para proponer y ejecutar propuestas con el fin de mantener y adaptar los procesos que definen los medios de vida de las comunidades que subsisten en base a esta práctica.

4.3. Gobernanza local y gestión integrada del ecosistema

La conservación y la gestión integrada requiere conocer y comprender el entramado de las relaciones ecológicas a nivel del ecosistema (Scagliotti y Mac Auliffe, 2019), y a nivel de paisaje o territorio. Aspectos como las estructuras de gobernanza local, y la gestión e intercambio de conocimientos son aspectos que deben ser considerados en cómo se promociona e implementa la conservación y gestión integrada del ecosistema.

La gobernanza, como atributo, responde a procesos de interacción de una multiplicidad de agentes que buscan influir de manera conjunta en la obtención de un objetivo determinado. Así, estructuras de gobernanza local, como por ejemplo organizaciones de arrieros, líderes ambientales, entre otras (Natera, 2005), permiten y favorecen la instalación de temáticas, como puede ser la necesidad de establecer procesos de ordenamiento en el uso de los recursos naturales que pudiesen ser abordadas desde un marco común, pese a la diversidad de intereses sobre los recursos del ecosistema en cuestión y los resultados esperados de las decisiones.

La forma en que los actores locales se articulan requiere que los involucrados comprendan el valor de los conocimientos que han adquirido y aplicado de forma vivencial, y tengan la apertura para adquirir nuevos conocimientos en un marco no solo de "capacitaciones", sino también bajo esquemas de intercambio y aprendizaje integrado en que se aprovechan las experiencias, habilidades y los conocimientos tácitos presentes en los actores del territorio (Castaneda y Cuellar, 2020). Así, los conocimientos generados por ejercicios científicos deben ser complementados con los conocimientos que generan los actores locales (p.e. arrieros), y de forma integrada ser transferidos para adaptar y ajustar las prácticas que actualmente generan impactos sobre el ecosistema y el paisaje, y definir a su vez las formas en que dichos ajustes podrían ser aplicados.

Así, para el caso de esta área de conservación, y donde el plan de manejo busca orientar la gestión del área con énfasis en la conservación de la biodiversidad, la reducción de las amenazas que los afectan, la articulación de recursos y esfuerzos entre los diversos actores vinculados directa e indirectamente con el área será determinante. Las estructuras de gobernanza local, y los mecanismos de intercambio y aprendizaje se convierten en elementos facilitadores para instalar, transmitir, aplicar y adaptar en el tiempo las diversas ideas que permitirá direccionar el manejo efectivo de la biodiversidad, y con ello responder a los diferentes intereses de desarrollo presentes en el territorio en que se instala en el SNLN.

5. CONCLUSIÓN

Los ecosistemas vegetacionales andinos han sido afectados por diferentes tipos de intervenciones que han generado degradación y desertificación (p.e. actividades antrópicas, técnicas de manejo inadecuadas y desarticuladas, mala planificación y cambio climático). Se entiende que la ganadería trashumante en el Santuario de la Naturaleza Los Nogales ha generado un efecto sobre la cobertura vegetal, favoreciendo la erosión del suelo y afectando los cursos de agua. Sin embargo, el efecto de dichas prácticas y las posibles técnicas que contribuyan a disminuir su impacto aún no han sido estudiados.

La implementación de acciones de restauración ecológica del tipo pasiva puede ayudar a rehabilitar, recuperar y conservar los ecosistemas del Santuario de la Naturaleza. En este estudio, se realizó el establecimiento de parcelas de exclusión de ganado y el monitoreo de variables *in situ* y *ex situ* (vegetación, suelo, temperatura, humedad de aire y suelo) para generar información que aporte en la definición de acciones enfocadas en la regeneración natural, el aumento de la cobertura vegetal, la fijación de nutrientes en el suelo; y para demostrar la viabilidad de la restauración pasiva como estrategia de conservación y compensación ambiental.

Al igual que las características ecológicas, conocer las condiciones socioeconómicas y estructura organizacional de los pequeños y grandes usuarios de la zona (ganaderos), así como la conjunción y participación de todos los sectores de la sociedad (municipalidad, organismos públicos, empresas privadas y ONGs) es parte esencial de este plan de restauración. La integración de estos actores es clave, pues permitirá generar planes de restauración que sean autosostenibles en el tiempo, tanto del punto de vista económico, ambiental y cultural.

De esta forma, el proyecto piloto en desarrollo, y cuyo enfoque socioecológico se sostiene en la gestión de información del ecosistema y los actores locales relacionados con el uso ganadero del SNLN, se proyecta a largo plazo como una iniciativa que permitirá generar conocimiento científico y técnico sobre los ecosistemas de montaña, los impactos del cambio climático y antrópico, y la definición de variables que aportarían en el diseño, implementación y evaluación de las estrategias y acciones de conservación, restauración y gestión integrada de los recursos naturales del santuario.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo de la Gerencia de Control de Proyectos Ambientales de Anglo American Chile para el desarrollo del proyecto de investigación y publicación de los resultados; a C. Sandoval, A. Jopia, Á. Millamán y S. Gibson por sus contribuciones en terreno y la empresa Andes Solution Ltda. en la instalación de las parcelas.

REFERENCIAS

Allen, C. D., Breshears, D. D., y McDowell, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere, 6*(8), 129. http://dx.doi.org/10.1890/ES15-00203.1

Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H., González, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J-H, Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., y Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management, 259*(4), 660-684. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001

Alvarez-Garretón, C., Boisier, J. P., Garreaud, R., Seibert, J., y Vis, M. (2021). Progressive water deficits during multiyear droughts in basins with long hydrological memory in Chile. *Hydrology and Earth Systems Science, 25*(1), 429-446. https://doi.org/10.5194/hess-25-429-2021

Barton, J. (2009). Adaptación al cambio climático en la planificación de ciudades-regiones. *Revista de Geografía Norte Grande, 43*, 5-30.

Bozkurt, D., Rojas, M., Boisier, J. P., y Valdivieso, J. (2018). Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic Change,150*(3), 131-147. https://doi.org/10.1007/s10584-018-2246-7

Castaneda, D., y Cuellar, S. (2020). Knowledge sharing and innovation: A systematic review. *Knowledge Process Management, 27*, 159–173. https://doi.org/10.1002/kpm.1637

Catrileo, A., y Alvarado, C. (2009). GTT en Lonquimay: ganadería de veranadas e invernadas en el sector Ranquil. *INIA Tierra Adentro*.

Cavieres, A., Peñaloza, A., y Kalin, M. (2000). Altitudinal vegetation belts in the high-Andes of central Chile (33°S). *Revista Chilena de Historia Natural, 73*(2), 331-344. https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2000000200008

Cavieres, L., Valencia, G., y Hernández, C. (2021). Calentamiento global y sus efectos en plantas de alta-montaña en Chile central: una revisión. *Ecosistemas, 30*(1), 2179. https://doi.org/10.7818/ECOS.2179

Chatty, D., y Sternberg, T. (2015). Los efectos del clima sobre las sociedades trashumantes. *Revista Migraciones Forzadas, 49*, 25-29

Consejo de Monumentos Nacionales. (2010). Santuarios de la Naturaleza de Chile. https://www.monumentos.gob.cl/sites/default/files/articles-11151_doc_pdf.pdf. [Último acceso el 03 de julio de 2021]

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia. (13 de septiembre, 2021). Explorador climático. https://explorador.cr2.cl/

Comisión Económica para América Latina y El Caribe. (2012). La economía del cambio climático en Chile. Documento de proyecto. Programa de la Cuenta del Desarrollo de las Naciones Unidas.

Crowther, D., y Lancaster, G. (2008). Research Methods: A Concise Introduction to Research in Management and Business Consultancy. Butterworth: Routledge.

Dirección General de Aguas. (2019). Inventario Público de Glaciares. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Santiago. https://dga.mop.gob.cl/administracionrecursoshidricos/Inventario_glaciares/Paginas/default.aspx. [Último acceso el 08 de julio de 2021]

Fernández, I., y Morales, N. (2016). A spatial multicriteria decision analysis for selecting priority sites for plant species restoration: a case study from the Chilean biodiversity hotspot. *Restoration Ecology, 24*, 599-608. https://doi.org/10.1111/rec.12354

Garreaud, R. D., Alvarez-Garretón, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., y Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Science, 21*(12), 6307-6327. https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017

González, M.E., Gómez-González, S., Lara, A., Garreaud, R., and Díaz-Hormazábal, I. (2018). The 2010–2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere, 9*, 1-17. https://doi.org/10.1002/ecs2.2300

Guagliardo, E. (2015). *Ganadería trashumante: Desafíos y debates en torno a la regulación de usos tradicionales del suelo. El caso de los Trashumantes del Norte Neuquino*. III Congreso Nacional de Derecho Agrario Provincial. Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales, Universidad Nacional de La Plata. http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/49726. [Último acceso el 05 de julio de 2021]

HÉMERA. (2018). *Estudio de geología, geomorfología y peligros naturales en el sector alto de la cuenca del río Mapocho*. Hémera Centro de Observación de la Tierra, Escuela de Geología, Escuela Ingeniería Forestal, Facultad de Ciencias. Universidad Mayor. Santiago, Chile.

Hernández, A., Miranda, M., Arellano, E., y Dobbs, C. (2016). Landscape trajectories and their effect on fragmentation for a Mediterranean semi-arid ecosystem in Central Chile. *Journal of Arid Environments, 127*, 74-81. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.004

Holl, K., y Brancalion, P. (2020). Tree planting is not a simple solution. *Science, 368* (6.491), 580-581. https://doi.org/10.1126/science.aba8232

Huiliñir, V. (2000). El Rol de las Veranadas en el Territorio Pewenche de Alto Biobío. Sector Lonquimay, IX Región. *Revista Geográfica Despertando Latitudes, 2*, 17-24.

Kirkbride, M. y Grahn, R. (2008). *Supervivencia del más fuerte. El pastoreo nómada y trashumante y el cambio climático en África Oriental.* Oxfam international.

Lafortezza, R., y Chen, J. (2016). The provision of ecosystem services in response to global change: Evidences and applications. *Environmental Research, 147*, 576-579. https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.02.018

Leon-Velarde, C., Quiroz, R., Zorogastúa, P, y Tapia, M. (2000). *Sustainability concerns of livestock-based livelihoods in the Andes*. International Sysmposium on Mountain Livestock Systems. ICIMOD-ILRI-CIP-FAO. Pokhara, Nepal.

Luebert, F., y Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Marion, G., Henry, G., Freckman, D., Johnstone, J., Jones, G., Jones, M., Lévesque, E., Molau, U., Mølgaard, P., Parsons, A., Svoboda, J., y Virginia, R. (1997). Open-top designs for manipulating field temperature in high-latitude ecosystems. *Global Change Biology, 3*, 20-32. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.1997.gcb136.x

Marquet, P., Lara, A., Altamirano, A., Alaniz, A., Álvarez, C., Castillo, M., Galleguillos, M., Grez, Á., Gutiérrez, A., Hoyos-Santillán, J., Manuschevich, D., Garay, R.M., Miranda, A., Ostria, E., Peña-Cortéz, F., Pérez-Quezada, J., Sepúlveda, A., Simonetti, J. y Smith, C. (2019). *Cambio de uso del suelo en Chile: Oportunidades de mitigación ante la emergencia climática*. Informe de la mesa Biodiversidad. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.Santiago,Chile.

Matskovsky, V., Venegas-González, A., Garreaud, R., Roig, F., Gutiérrez, G., Muñoz, A., Le Quesne, C., Klock, K., y Canales, C. (2021). Tree growth decline as a response to projected climate change in the 21st century in Mediterranean mountain forests of Chile. *Global and Planetary Change, 198*, 103406. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103406

McDowell, N., Allen, C., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J., Dietze, M., Grossiord, C., Handbury-Brown, A., Hurtt, G. C., Jackson, R. B., Johnson, D. J., Kueppers, L., Lichstein, J. W., Ogle, K., Poulter. B., Pugh, T. A. M., Seidl, R., . . . Xu, C. (2020). *Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. Science, 368*, 6494. https://doi.org/10.1126/science.aaz9463

Ministerio de Educación. (1973). Decreto Supremos N°726, declara Santuarios de la Naturaleza predio Los Nogales y San Enrique, comuna de Las Condes, Provincia de Santiago. Santiago, Chile. https://www.monumentos.gob.cl/monumentos/santuarios-de-la-naturaleza/predio-nogales. [Último acceso el 30 de junio de 2021]

Mostacedo, B., y Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible* (BOLFOR). Santa Cruz, Bolivia.

Muñoz-Rojas, M., Hueso-González, P., Branquinho, C., y Baumgartl, T. (2020). *Restoration and rehabilitation of degraded land in arid and semiarid environments. Land Degradation & Development, 32*, 3-6. https://doi.org/10.1002/ldr.3640

Muñoz-Schick, M., Moreira-Muñoz, A., Villagrán, C., y Luebert, F. (2000). Caracterización florística y pisos de vegetación en los andes de Santiago, Chile central. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, 49*: 9-50. https://publicaciones.mnhn.gob.cl/668/w3-article-64447.html

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., y Kent, J. (2000). Biodiversity *hotspots* for conservation priorities. *Nature, 403*, 853-858. http://dx.doi.org/10.1038/35002501

Natera, A. (2005). Nuevas estructuras y redes de gobernanza. *Revista mexicana de sociología, 67*(4), 755-791.

Payne, D., Spehn, E., Snethlage, M., y Fischer, M. (2017). Opportunities for research on mountain biodiversity under global change. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 29*, 40-47. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.11.001

Prober, S. M., Thiele, K. R., Rundel, P. W., Yates, C. J., Berry, S. L., Byrne, M., Christidis, L., Gosper, C. R., Grierson, P. F., Lemson, K., Lyons, T., Macfarlane, C., O'Connor, M. H., Scott, J. K., Standish, R. J., Stock, W. D., van Etten, E. J. B., Wardell-Johnson, G. W., y Watson, A. (2012). *Facilitating adaptation of biodiversity to climate change: a conceptual framework applied to the world's largest Mediterranean-climate woodland. Climatic Change, 110*, 227-248. https://doi.org/10.1007/s10584-011-0092-y

Razeto, J. (2007). *Culturas de Montaña: Paisajes Culturales en Ecosistemas Montañosos del Valle del Aconcagua*. VI Congreso Chileno de Antropología. Colegio de Antropólogos de Chile A. G. Valdivia, Chile.

Rojas, M., Aldunce, P., Farías, L., González, H., Marquet, P., Muñoz, J. C., Palma-Behnke, R., Stehr, A., y Vicuña, S. (Eds.). (2019). *Evidencia científica y cambio climático en Chile: Resumen para tomadores de decisiones*. Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación. Santiago, Chile.

Ruiz, S., Marquardt, C., Beriain, E., y Lambert, F. (2021). Permafrost evolution in a mountain catchment near Santiago de Chile. *Journal of South American Earth Sciences, 109*, 103293. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103293

SER. (2004). Principios de SER Internacional sobre restauración ecológica. *Society for Ecological Restoration, versión 2*, 16 p. https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-spanish.pdf. [Último acceso el 11 de julio de 2021]

Scagliotti, J., y Mac Auliffe, F. (2019). Enfoque por ecosistemas en las medidas de compensación de biodiversidad en el marco del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. *Revista de Derecho Ambiental, 12*, 161-187. https://doi.org/10.5354/0719-4633.2019.54157

Schulz, J., Cayuela, L., Echeverria, C., Salas, J., y Rey Benayas, M. J. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography. 30*(3), 436-447. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.12.003.

Sierralta, L. (2019). Mitigación Jerárquica en Biodiversidad. Caso de Estudio Los Bronces. Anglo American Chile.

Timpane-Padgham, B. L., Beechie, y T., Klinger, T. (2017). *A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration*. PLOS ONE 12, e0173812. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173812

Urrutia-Jalabert, R., González, M. E., González-Reyes, Á., Lara, A., y Garreaud, R. (2018). Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere, 9*(4), e02171. https://doi.org/10.1002/ecs2.2171

Valdivia, C., Seth, A., Gilles, J., García, M., Jiménez, E., Cusicanqui, J., Navia, F., y Yucra, E. (2010). Adapting to climate change in Andean ecosystems: Landscapes, capitals, and perceptions shaping rural livelihood strategies and linking knowledge systems. *Annals of the Association of American Geographers, 100*(4), 818-834. https://doi.org/10.1080/00045608.2010.500198

Venegas-González, A., Roig, F., Peña-Rojas, K., Hadad, M., Aguilera-Betti, I., y Muñoz, A. (2019). Recent consequences of climate change have affected tree growth in distinct Nothofagus macrocarpa (DC.) FM Vaz & Rodr age classes in central Chile. *Forests, 10*(8), 653. https://doi.org/10.3390/f10080653

von Holle, B., Yelenik, S., Gornish, E. S. (2020). Restoration at the landscape scale as a means of mitigation and adaptation to climate change. *Current Landscape Ecology Reports, 5*, 85-97. https://doi.org/10.1007/s40823-020-00056-7

Wildlife Conservation Society (WCS). (2019). *Plan de Manejo Santuario de la Naturaleza Los Nogales*, Lo Barnechea, Región Metropolitana, Chile. Período 2020 – 2030.

Welz, J., y Krellenberg, K. (2016). Vulnerabilidad frente al cambio climático en la Región Metropolitana de Santiago de Chile: posiciones teóricas versus evidencias empíricas. *EURE (Santiago), 42*(125), 51-272. https://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612016000100011

Wortley, L., Hero, J. M., Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology, 21*, 537–543. https://doi.org/10.1111/rec.12028

Zambrano, F., Vrieling, A., Nelson, A., Meroni, M, y Tadesse, T. (2018). Prediction of drought-induced reduction of agricultural productivity in Chile from MODIS, rainfall estimates, and climate oscillation indices. *Remote Sensing of Environment*, 219, 15-30. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.006

Zamorano-Elgueta, C., Cayuela, L., Rey-Benayas, J. M., Donoso, P., Geneletti, D., y Hobbs, R. (2014). The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere, 5*(7), 90. http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00003.1

GLOSARIO

Cambio climático: cambio significativo en las condiciones atmosféricas en largos períodos de tiempo. Estos cambios pueden ser tanto en los parámetros del tiempo atmosférico o en la distribución de los fenómenos meteorológicos.

Data logger: instrumento que registra datos en tiempo real, y que es utilizado para el monitoreo de variables de interés (e.g. temperatura, humedad relativa).

Ecosistemas mediterráneos: ecosistemas ubicados en zonas de clima mediterráneo, caracterizado por presentar veranos secos y cálidos e inviernos fríos y húmedos.

Ortofoto: imagen fotográfica vertical de la superficie terrestre, que es transformada para eliminar las distorsiones causadas por la inclinación de la cámara y el relieve del terreno.

Restauración: acción que tiene por objetivo restaurar ecosistemas degradados con el objetivo de imitar la estructura, función, diversidad y dinámica del ecosistema a restaurar mediante la alteración intencional del sitio con el fin de recuperar el ecosistema en términos de salud, integridad y sustentabilidad.

Santuario de la Naturaleza: territorio marino o terrestre que alberga un alto interés ecológico, zoológico, paleontológico, geológico o botánico y que ofrezcan potencial de estudio e investigaciones, así como también poseer formaciones naturales únicas con fines de conservación.

Vegetación altoandina: vegetación que se encuentra sobre los 3.500 metros de altitud. Se caracteriza por poseer una alta riqueza florística, la que en su mayor grado corresponde a especies endémicas.

Veranada: áreas ubicada en alto montaña donde los ganaderos y arrieros mantienen el ganado para que se alimenten de especies herbáceas y arbustivas de forma libre durante la época estival.

CAPÍTULO 10/ Sección 3

El desafío de la gestión integrada de cambio climático y biodiversidad en el sector corporativo: un ejemplo en la subcuenca del río Mapocho alto

Nicole Püschel-Hoeneisen[1], Antonieta Eguren[1], Bárbara Saavedra[1], Molly Cross[2]*

1. Wildlife Conservation Society. Av. Luis Thayer Ojeda 0115, Oficina 705, Providencia, Santiago, Chile.
2. Wildlife Conservation Society. 1050 East Main Street, Suite 2, Bozeman, Montana, EEUU.
**npuschel@wcs.org*

RESUMEN

La gestión integrada de la biodiversidad y el cambio climático ha demostrado efectos sinérgicos que permiten recuperar o proteger la biodiversidad y enfrentar los efectos de la crisis climática simultáneamente. Este tipo de gestión es escasa e incipiente en los territorios, más aún en aquellos que conviven con sectores corporativos, donde se requiere compatibilizar los procesos transformativos de la producción y la conservación de los ecosistemas. Un ejemplo de ello es el proceso de elaboración del Plan de Acción de Biodiversidad ante el Cambio Climático de la operación minera Los Bronces, ubicada en la subcuenca del río Mapocho alto, perteneciente a la compañía Anglo American. Para construirlo, se evaluaron los efectos proyectados del cambio climático sobre componentes prioritarios de biodiversidad mediante el enfoque de Estándares de Conservación y los Sistemas Socioecológicos, examinando la vulnerabilidad al cambio climático de objetos de conservación (OdC) y grupos sociales del área de estudio. Como resultado se definieron seis OdC, tratándose de formaciones vegetacionales, humedales y especies animales, con diferentes niveles de vulnerabilidades en función de sus distribuciones espaciales, características y amenazas. El Plan se estructuró con 10 intervenciones estratégicas entre los años 2030 y 2050, diseñadas para abordar los diversos orígenes de vulnerabilidad de los OdC. El análisis de vulnerabilidad del área y consecuente Plan representa un interesante ejercicio corporativo para focalizar la inversión en la conservación de la biodiversidad en un contexto de clima cambiante y de manera responsable con las comunidades que dependen de dicha naturaleza.

1. INTRODUCCIÓN

La pérdida de biodiversidad y el cambio climático son dos factores clave que afectan la persistencia de la biósfera y el bienestar actual y futuro de las personas (Rockström et al., 2009). A pesar de que se reconoce que ambos factores están directa e indirectamente conectados, los ejemplos prácticos de gestión integrada de estas amenazas en los territorios son escasos (Pörtner et al., 2021). Esta disociación se refleja incluso en altos niveles de discusión como IPBES e IPCC, donde solo recientemente se han reunido para explorar conexiones entre estos dos organismos (IPBES, 2021). Ello a pesar de la evidencia que muestra el potencial y la sinergia entre la protección y recuperación de la biodiversidad para abordar simultáneamente los desafíos de mitigación y adaptación al cambio climático (Griscom et al., 2017).

La solución a estos desafíos precisa partir con el reconocimiento del uno con el otro, así como la puesta en práctica de soluciones que aborden simultáneamente el cambio climático y la pérdida de biodiversidad en experiencias aplicadas especialmente a ecosistemas de alto valor de conservación y que presentan una alta vulnerabilidad al cambio climático. Tal es el caso de los ecosistemas de altura de la zona mediterránea de Chile central, los que tienen ámbitos biogeográficos reducidos, y están sometidos a elevados niveles de amenaza.

Dada la urgencia y complejidad, el mayor desafío de las estrategias de conservación del siglo XXI es instalarse en los territorios más necesitados, activando acciones de conservación transformativas que apunten a mantener y aumentar su capacidad adaptativa. Para ello se requiere diseñar y focalizar intervenciones, guiar y priorizar objetivos específicos, proveer de capacidades financieras y técnicas pertinentes, de manera que puedan acumular beneficios locales y sumar hacia niveles globales (Pörtner, 2021). En este proceso es imperativo articular en los territorios los esfuerzos de conservación tanto dentro como fuera de las áreas de protección; integrando políticas y/o inversiones públicas, privadas, o sociales (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2021), que se materialicen en acciones que permitan recuperar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas.

En el caso del sector privado, la integración de cambio climático y biodiversidad a sus políticas corporativas, aunque esenciales para activar procesos transformativos en el sector productivo, todavía son escasas, especialmente aquellas que lo hacen integradamente. Tal es el caso de Anglo American (AA), la que cuenta con un Plan Minero Sustentable (Anglo American, 2019), uno de cuyos pilares estratégicos es el de Ambiente Saludable, el que explicita objetivos en biodiversidad, cambio climático y agua. Este plan aplica a la operación Los Bronces, la cual se ubica en la zona central de Chile, una región de alto endemismo y riqueza de especies, con elevados niveles de degradación de biodiversidad, así como de alta vulnerabilidad al cambio climático, debido a la aridez que caracteriza a Chile central junto a su carácter montañoso.

La combinación de estos dos factores implica riesgos para la operación en el ámbito regulatorio y la implementación del Plan Minero Sustentable, pero por sobre todo ofrece a la compañía la oportunidad de avanzar en el desarrollo de respuestas que favorezcan acciones de conservación efectivas y climáticamente informadas, abriendo con ello espacio al sector privado de contribuir a la mitigación y adaptación al cambio climático a través de la gestión de la conservación de activos de biodiversidad.

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos proyectados del cambio climático sobre componentes prioritarios de la biodiversidad asociados a la operación Los Bronces de Anglo American, y sobre actores de la subcuenca que dependen de esta biodiversidad, evaluando otros factores que los afectan, con el fin de proponer medidas de adaptación. Esta evaluación se realizó a través de un análisis de vulnerabilidad al cambio climático de aquellos componentes prioritarios de biodiversidad, sumado a un ejercicio conceptual basado en la generación de un modelo situacional futuro para el sistema socioecológico. Los resultados de este ejercicio sirvieron para generar un Plan de Acción de Biodiversidad Ante el Cambio Climático a ejecutar por AA.

2. METODOLOGÍA

La comunidad global de la práctica científica de la conservación basa su gestión en los Estándares de Conservación (EC; CMP, 2020), los que fueron utilizados como enfoque metodológico en este trabajo, siendo complementados con un enfoque de Sistemas Socioecológicos (SSE), mediante el cual se buscó explorar las distintas dimensiones del territorio desde una mirada de cambio climático. Este enfoque se basa en una mirada integral de la relación humano-naturaleza (Petrosillo et al., 2015), que considera aspectos sociales, económicos, ecológicos, culturales, políticos y otros de relación estrecha y coevolución permanente. Se evidencia así la imposibilidad de separar la dimensión ecológica de la social, reconociendo de hecho que las poblaciones humanas presentes en la subcuenca del río Mapocho alto, dependen de la biodiversidad en diversos aspectos, y éstos se ven afectados por las acciones humanas, positiva o negativamente.

Los EC precisan de la definición de *proxy* de biodiversidad u objetos de conservación (OdC), que representen lo que ocurre con el patrimonio natural del área foco del proyecto. Ellos se evalúan en relación a los grupos sociales que dependen de dichos OdC, analizando su vulnerabilidad para construir en base a ello un Plan de Acción de Biodiversidad ante el Cambio Climático. La vulnerabilidad de los OdC y los grupos sociales asociados se expresa en mapas de vulnerabilidad, los que se analizan en base a un modelo situacional actual y futuro para el sistema socioecológico específico (Figura 1).

Este capítulo no busca realizar una descripción detallada de cada paso metodológico realizado en el contexto del estudio, pues ello es materia de una publicación especializada, sino más bien dar cuenta -en términos generales- del ejercicio realizado, lecciones aprendidas y su aplicabilidad a diferentes contextos, en particular a la gestión corporativa en torno a la gestión integrada de la conservación de la biodiversidad frente a los desafíos de adaptación que plantea el cambio climático.

2.1. Área de Estudio

El área de estudio se definió en base a criterios geográficos y ecológicos, quedando acotado a la subcuenca del río Mapocho alto, (Figura 2), lugar de emplazamiento de la operación minera y área que abarca la totalidad de la comuna de Lo Barnechea. Esta área ha sido el foco de estudios previos de cambio climático realizados por AA.

La subcuenca del río Mapocho alto, posee condiciones bioclimáticas diversas y particulares, dadas por una amplia gradiente de altitud relacionada a la presencia de la cordillera de los Andes, la cual ha permitido el desarrollo de una variedad de ecosistemas. De los siete pisos vegetacionales presentes en el área, tres de ellos se encuentran en categoría vulnerable según Pliscoff (2015), ya sea por estrés hídrico o térmico. Estos corresponden a: Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Kageneckia angustifolia* y *Guindilia trinervis*, Bosque espinoso mediterráneo andino de *Vachelllia*

Figura 1. Esquema que resume los pasos metodológicos para el desarrollo del Plan de Acción de biodiversidad ante el cambio climático, desarrollado para la subcuenca del río Mapocho Alto en la Región Metropolitana de Santiago, Chile.

caven y *Baccharis paniculata* y Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Quillaja saponaria* y *Lithraea caustica*.

Por otro lado, existen en el área de estudio dos áreas silvestres protegidas legalmente constituidas: el Santuario de la Naturaleza (SN) Los Nogales y el SN Yerba Loca (Figura 2), ambos de propiedad privada y custodiados por el Ministerio del Medio Ambiente. En su conjunto, estos SN cubren aproximadamente un 49% de la superficie de la subcuenca del río Mapocho alto. En relación con el contexto social, el área de estudio se emplaza en la comuna de Lo Barnechea, abarcando la totalidad de ésta. La comuna cuenta con un área urbana asociada a la ciudad de Santiago, además de un área urbana en lo que se conoce como centro cordillera, asociada a los centros de esquí. Dentro del área de estudio se ubican además algunas zonas rurales principalmente asociadas a la Ruta G-21, tales como La Ermita y Corral Quemado. El nivel socioeconómico de la comuna es muy variado dependiendo del sector, teniendo fuertes diferencias entre las zonas urbanas y rurales, siendo estas últimas las que albergan la mayor cantidad de hogares vulnerables en la comuna. Las principales actividades económicas para la zona de montaña son la minería, las actividades turísticas y deportivas de los Centros de Esquí y la ganadería tradicional.

2.2. Selección de objetos de conservación y definición de grupos sociales

La selección de objetos de conservación (OdC) se realizó en base a cuatro criterios (Tabla 1), los que fueron analizados en un proceso participativo que incorporó expertos científicos de flora y fauna, consultores ambientales con experiencia en la zona y personal a cargo de biodiversidad de AA.

La identificación de grupos sociales se realizó en base a un mapeo de actores de la zona de estudio, realizado en base al conocimiento de WCS y una revisión bibliográfica. La relación entre dichos actores y los OdC se enmarcó en la definición de "contribuciones de la naturaleza a las personas" (NCP, por sus siglas en inglés) utilizado por IPBES, el que reconoce 18 categorías, considerando contribuciones materiales, inmateriales o reguladoras (Díaz et al., 2018). Para ello se identificaron las contribuciones específicas que los OdC entregan a los actores, y que podrían verse afectados por su merma o desaparición debido al cambio climático, a la vez que se identificaron potenciales contribuciones negativas de los OdC derivadas del mismo factor climático (p.e. aumento en la frecuencia de encuentros con carnívoros que pudiera incrementar su caza). Aquellos actores con un nivel de dependencia alto de las NCP que brindan los OdC, o bien que estas contribuciones resultan esenciales para sus modos de vida, fueron definidos como grupos sociales claves, y consecuentemente incluidos en el análisis de vulnerabilidad.

Tabla 1. Descripción de criterios utilizados para la selección de los Objetos de Conservación utilizados en el análisis.

Criterio	Descripción
Relevancia para el área de operación minera	Componentes de la biodiversidad sobre los cuales se han comprometido medidas de mitigación, compensación y/o medidas voluntarias establecidas en Resoluciones de Calificación Ambiental (RCA) o en proyectos bajo evaluación, o que son relevantes según la propuesta marco de gestión de biodiversidad de la operación Los Bronces, y en planes de manejo de áreas protegidas dentro de la subcuenca.
Funcionalidad	Especies dominantes en los ecosistemas del área de estudio y que funcionan como elementos estructuradores, proveedores de hábitat, o están en la base de mallas tróficas, pues sirven de alimento para numerosas especies.
Vulnerabilidad ante el cambio climático	Componentes del área de estudio que se estiman particularmente vulnerables al cambio climático, ya sea por una fragilidad basal (p.e. especies/ecosistemas en categoría de amenaza a nivel nacional) o por haber sido identificados en la literatura y/o por expertos como vulnerables a las modificaciones del clima.
Disponibilidad de información	Componentes que, evaluados a nivel de su(s) especie(s) constituyentes, cuenten con información para realizar las posteriores modelaciones de distribución.

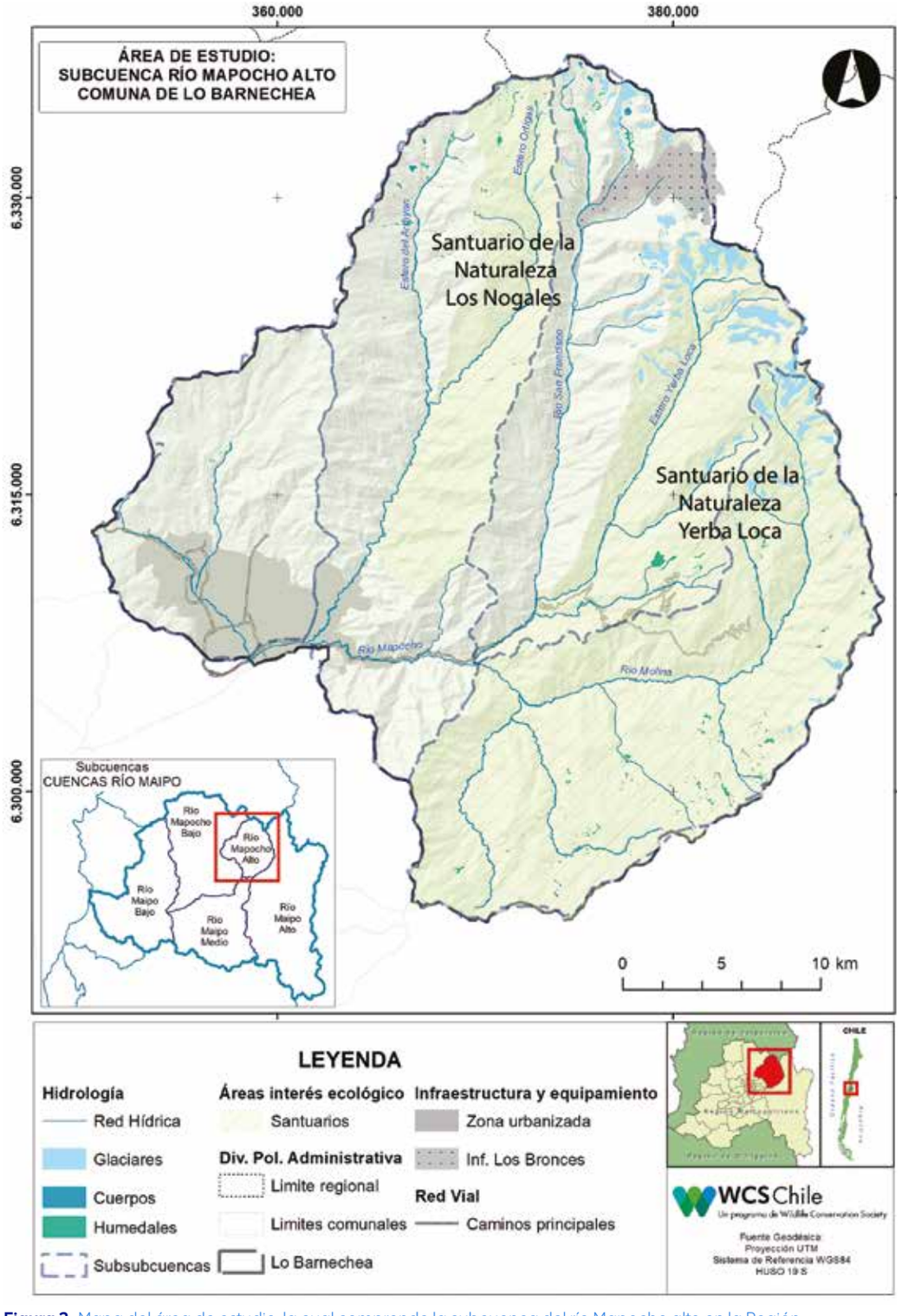


Figura 2. Mapa del área de estudio, la cual comprende la subcuenca del río Mapocho alto en la Región Metropolitana de Santiago, Chile.

2.3. Modelo situacional

Con el fin de generar un entendimiento común del contexto de los OdC en el área de estudio, se construyeron modelos situacionales que incluyeron las diferentes interacciones y relaciones de causalidad que existen entre los componentes ecológicos, sociales y climáticos que conforman el sistema socioecológico, tanto para el escenario actual, como uno futuro al 2030-2050.

Siguiendo los lineamientos de los Estándares de la Conservación, el primer paso en la elaboración de estos modelos situacionales incluyó la construcción de modelos conceptuales que expliciten el cambio de clima y sus efectos sobre los OdC, tanto para los últimos 30 años (temporalidad que define clima), como su proyección a futuro según estudios existentes en el área de estudio. Se identificó asimismo las amenazas antrópicas directas (no climáticas) sobre los OdC, haciendo énfasis en relevar la interacción entre ambos tipos de amenazas y su impacto potencial sobre los OdC. Por último, se identificó la contribución que ofrecen los OdC a los grupos sociales de interés (Figura 3). Estos modelos y evaluaciones se realizaron en base a literatura y entrevista a los actores locales.

2.4. Análisis de vulnerabilidad

La vulnerabilidad de cada OdC y de los grupos sociales fue evaluada siguiendo la definición del IPCC (2007), que indica el grado en que un sistema es susceptible, e incapaz de hacer frente a los efectos adversos del cambio climático, incluyendo la variabilidad y los extremos climáticos. La vulnerabilidad final del sistema dependerá de su capacidad de adaptación, estando determinada por los impactos potenciales que derivan tanto de la exposición y sensibilidad al cambio climático (Figura 4). Los factores identificados variaron dependiendo si el OdC correspondía a un ecosistema o una especie (Figura 5), incluyéndose factores que contaran con información espacializada adecuada, pudiesen ser evaluados a la escala de este estudio, uso recurrente y significativo en estudios previos de vulnerabilidad, y que contribuyesen de manera equitativa con información a todos los OdC, no sólo para algunos de ellos.

Los factores considerados importantes para la capacidad de adaptación de los OdC se muestran en la Tabla 2, mientras que aquellos exposición y sensibilidad se presentan en la sección 2.4.1. "Modelaciones de distribución de los objetos de conservación".

Figura 4. Componentes de la vulnerabilidad de los sistemas naturales frente al cambio climático. Fuente: Stein et al. (2014).

2.4.1. Modelaciones de distribución de los objetos de conservación

El impacto de los cambios en temperatura y precipitación sobre los OdC dependerá de los rangos de tolerancia de cada especie (Pearman et al., 2008) y las condiciones de su hábitat actual, un *proxy* a su sensibilidad a los cambios del clima. El impacto potencial, componente de vulnerabilidad que resulta de la interacción entre la exposición y la sensibilidad de un OdC al cambio climático, fue definido como las variaciones del hábitat del OdC entre el período actual y futuro.

Acá se modeló la distribución de las especies constituyentes de cada OdC (Maxent 3.4.2), utilizando información de presencia, elevación (DEM), como *proxies* de sensibilidad y seis variables climáticas relativas a precipitación y temperatura comúnmente usadas en modelos de distribución de especies como factores de exposición (p.e. Bambach et al., 2013; Figura 5). Para cada especie se realizaron tres modelaciones: una distribución actual y dos futuras, en escenarios climáticos GCM HadGEM2-ES y MPI-ESM, promedios y extremos, respectivamente. Estas modelaciones se proyectaron al 2030-2050, en un escenario de trayectoria de emisiones RCP 8.5,congruente con las políticas de compromiso climático vigentes, validando su uso al menos a corto y mediano plazo (al año 2050) (Schwalm et al., 2020).

El producto de cada modelación corresponde a un mapa de distribución probable de la especie, con valores por píxel que van entre 0 y 1, donde 1 indica la mayor probabilidad de ser un hábitat idóneo, y valores cercanos o iguales a 0 indican una baja o nula probabilidad corresponder al hábitat de la especie (Phillips et al., 2006). Los resultados de distribución proyectada de cada modelo climático fueron promediados, obteniéndose un único mapa de distribución futura para cada especie. Se definió como hábitat actual o proyectado de una especie aquellos pixeles con probabilidad de distribución superior a 0,5 (Phillips, 2017).

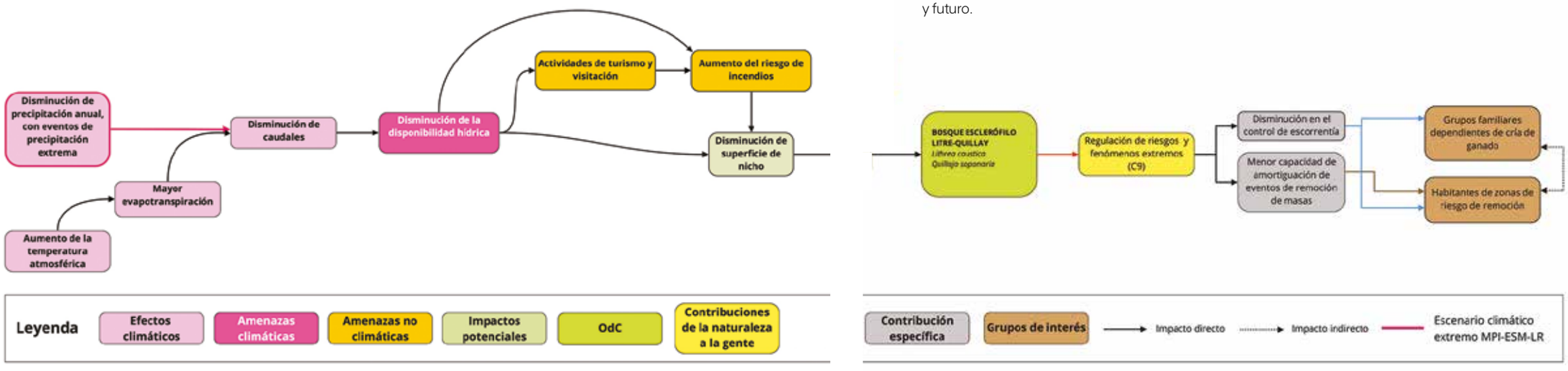


Figura 3. Ejemplo de componentes y sus relaciones del modelo situacional futuro en estudio.

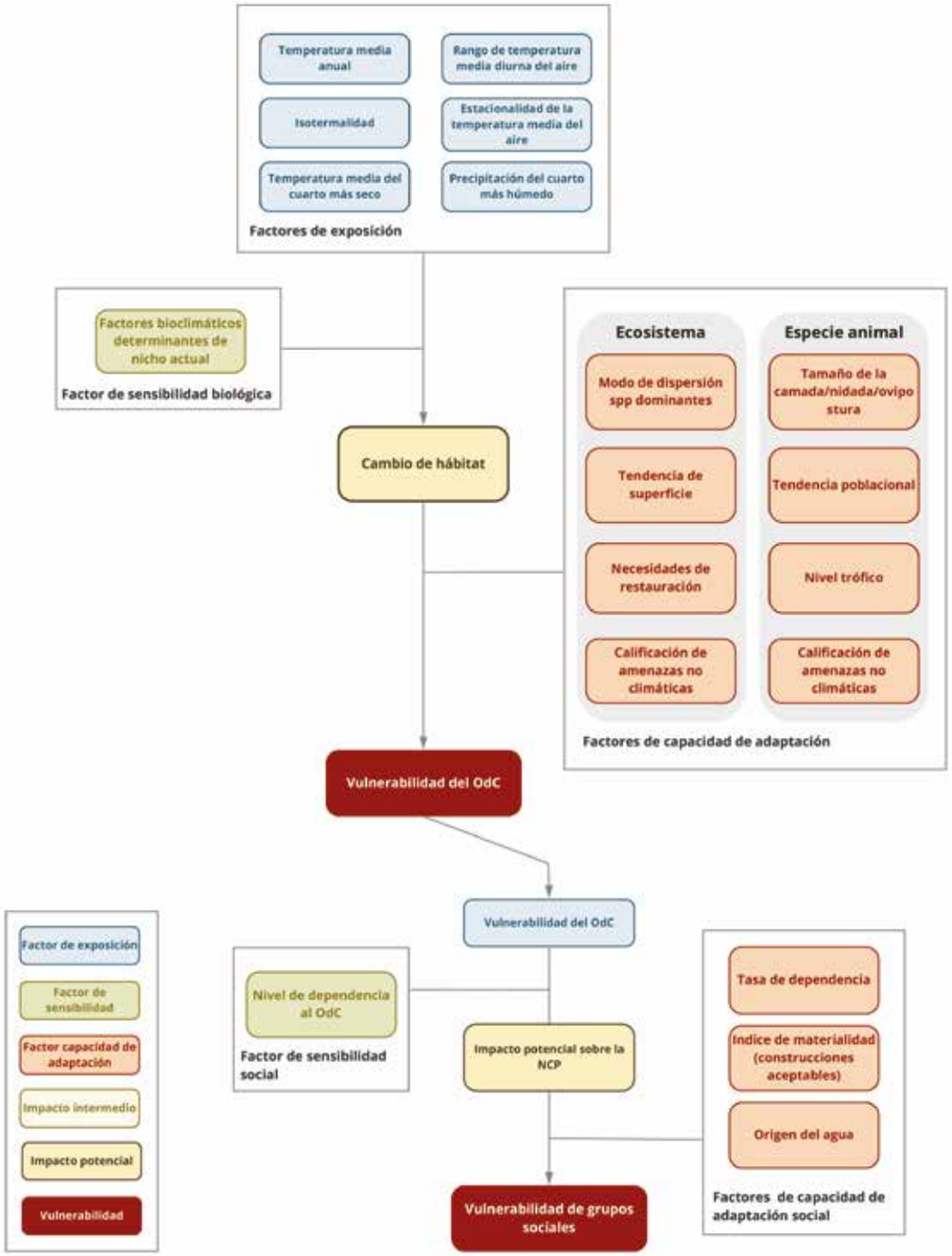


Figura 5. Modelo conceptual del análisis de vulnerabilidad de los objetos de conservación y los grupos sociales realizado en el área de estudio.

Tabla 2. Factores de capacidad de adaptación utilizados en el análisis de vulnerabilidad de los objetos de conservación y los grupos sociales definidos para el presente estudio.

Factor y tipo de OdC al que se aplica	Descripción	Fuente
Modo de dispersión de especies dominantes - Ecosistema	Especies que poseen un amplio desplazamiento proporcionarán una mayor facilidad de dispersión de propágulos y, por lo tanto, incrementarán la capacidad de colonizar nuevas áreas, factor relevante para que especies destacadas en dos OdC desplacen su hábitat en respuesta al cambio climático.	Comunicación personal con el Dr. (c) Nicolás Velasco.
Tendencia de superficie - Ecosistema	Un OdC que presenta una mayor disminución en su superficie, posee una menor capacidad de adaptación y por ende una mayor vulnerabilidad. Se evaluó superficie de formas vegetacionales de cada OdC, obtenidos para la cuenca del río Maipo entre los años 1995 y 2016. Para el OdC Vegas, se consideró el valor de la formación a la que pertenece, matorral andino.	Pliscoff (2020).
Necesidad de restauración - Ecosistema	Áreas que actualmente presentan una productividad dada por un Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) al menos un 20% menor al promedio de su OdC en el área de estudio. Se considera que una peor condición ecológica en el hábitat actual (modelado) aumenta la necesidad de restauración del área inicial, con el objetivo de facilitar la presencia/transición actual a escenarios.	Elaboración propia. Véase sección "Necesidad de restauración de los OdC vegetacionales".
Calificación de amenazas no climáticas - Todos	Aquellas áreas/OdC que presenten mayores amenazas tendrán menor capacidad para hacer frente a las presiones climáticas proyectadas (para resultados de la calificación de amenazas véase Anexo 3). Para ello, se evaluó el nivel de impacto de amenazas a cada OdC, considerando su potencial alcance, severidad y urgencia de ser abordado.	Elaboración propia a partir de evaluación en software Miradi (https://www.miradishare.org).
Tamaño de camada/nidada – Especie animal	Camadas o nidadas más grandes tendrían una mayor probabilidad o capacidad para recuperar poblaciones y colonizar nuevas áreas.	Cóndor: Ficha del proceso de RCE del MMA; Puma: Iriarte (2008).
Tendencia poblacional – Especie animal	Las poblaciones en declinación representan un peor estado de conservación que aquellas en mantención o aumento, y tendrían una menor capacidad de adaptación. La información poblacional de los OdC sólo permitió reconocer tendencias generales.	Fichas de evaluación del último proceso de RCE del MMA para cada especie.
Nivel trófico – Especie animal	Niveles tróficos superiores dependen de la condición ecológica de más componentes del ecosistema, por lo que serían más vulnerables al cambio climático, en comparación a niveles tróficos inferiores.	Cóndor: Pavez et al. (2019). Puma: Iriarte (2008).
Tasa de dependencia – Grupos sociales	Proporción de población que no trabaja versus la que trabaja, midiendo la carga económica de la población activa.	Elaboración propia a partir de datos del Censo 2017.
Índice de materialidad aceptable – Grupos sociales	La situación económica del hogar fue evaluada en base al porcentaje de viviendas particulares ocupadas con moradores donde las paredes exteriores, cubierta del techo y piso de la vivienda fueron clasificados como aceptables al unísono[1].	Elaboración propia a partir de datos del Censo 2017.
Origen local del agua domiciliaria – Grupos sociales	El acceso al servicio básico de agua potable fue evaluado según el porcentaje de viviendas que dependen del agua local, ya sea a través de captación en vertientes o pozo.	Elaboración propia a partir de datos del Censo 2017.

En el caso de los OdC vegetacionales, los mapas de distribución actual y potencial de las especies dominantes fueron agrupados para obtener un único mapa por OdC. Con el fin de evaluar si existe un potencial desplazamiento del hábitat futuro respecto al actual, se estimó la proporción de superficie de distribución potencial que es compartida con la modelación de distribución actual de cada OdC.

2.4.2. Necesidad de restauración de los objetos de conservación vegetacionales

Mientras más degradado se encuentra un sistema, menor será su capacidad para hacer frente a los cambios del clima, por lo que la necesidad de restauración de un OdC se utilizó para representar la capacidad de adaptación de los OdC vegetacionales. Para ello se

realizó un análisis del estado de degradación actual de cada OdC en la subcuenca en estudio. La productividad primaria potencial de los sistemas, medida por medio del índice de vegetación satelital NDVI fue utilizada como indicador: declinación indica una trayectoria de degradación. Se estimó los NDVI para los OdC vegetacionales en el período temporal de cuatro años (2016 a 2019) a través de imágenes Sentinel 2, con una resolución de 10 m. Una disminución de un 20% del NDVI en los últimos cuatro años se interpretó como una baja considerable en la productividad de la vegetación, la que se usó para definir las áreas con necesidad inminente de restauración.

2.4.3. Vulnerabilidad de grupos sociales

Los resultados del análisis de vulnerabilidad de los OdC fueron tomados como el factor de exposición para los grupos sociales (véase Figura 5). De esta forma, los OdC con una alta vulnerabilidad a los efectos del cambio climático tendrán una menor capacidad de brindar las NCP, generando un factor de exposición mayor para la población del área de estudio. La dependencia del grupo social con el OdC en cuestión, evaluada de acuerdo a la importancia de la NCP para los grupos sociales, fue utilizada como factor de sensibilidad. Se evaluaron potenciales cambios en esta dependencia en un escenario futuro de acuerdo al modelo climático. Por último, la capacidad de adaptación de los grupos sociales fue evaluada a través de tres factores elegidos luego de realizar una revisión bibliográfica de posibles factores a utilizar (ver Tabla 2, factores de capacidad de adaptación), privilegiando aquellos para los que se tenía información actualizada, espacializada y que tuviera mayor relación con el análisis en cuestión.

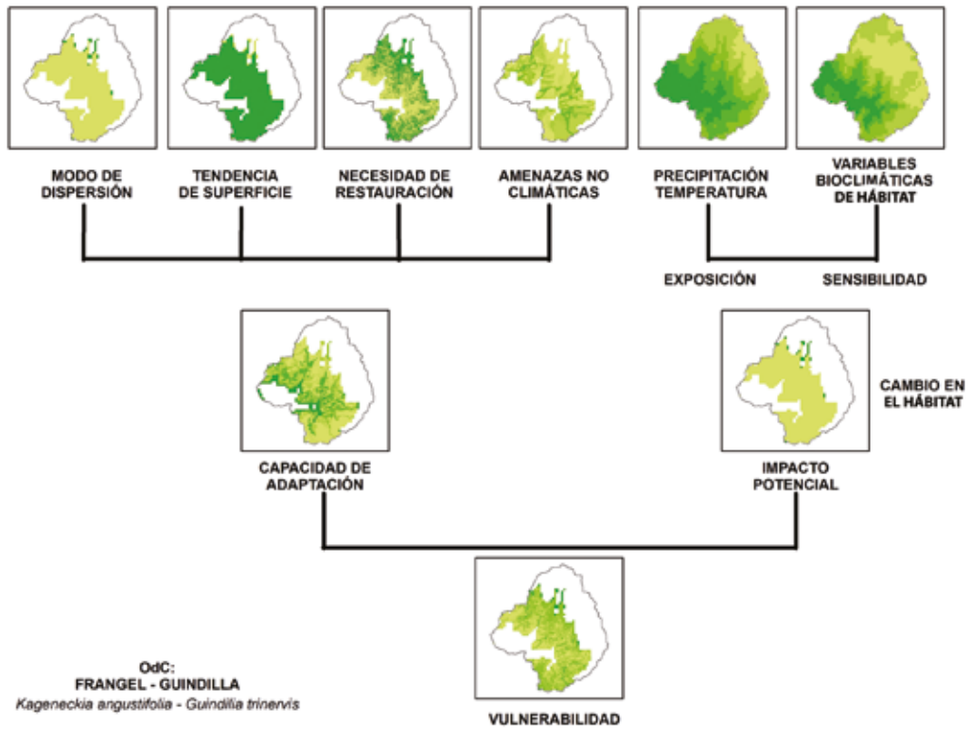


Figura 6. Esquema metodológico del análisis de vulnerabilidad espacial para los objetos de conservación de tipo ecosistemas, representado a modo de ejemplo con el objeto de conservación Bosque esclerófilo Frangel-Guindilla.

2.5. Mapas de vulnerabilidad

Para cada factor de vulnerabilidad seleccionado se generaron capas de información utilizando ArcGIS 10.3, dando como resultado la vulnerabilidad del OdC o de los grupos sociales, según fuese el caso. Las Figuras 6 y 7 muestran de manera gráfica, en qué orden se fueron agregando los factores (capas) para llegar al resultado final para los OdC y para los grupos sociales, respectivamente.

2.6. Plan de acción

Una vez desarrollados los análisis de vulnerabilidad de los OdC y de los grupos sociales se procedió a la definición de intervenciones relevantes y pertinentes destinadas a abordar la vulnerabilidad de los OdC a los efectos del cambio climático. Esta definición fue desarrollada siguiendo una secuencia lógica de pasos metodológicos (Figura 8).

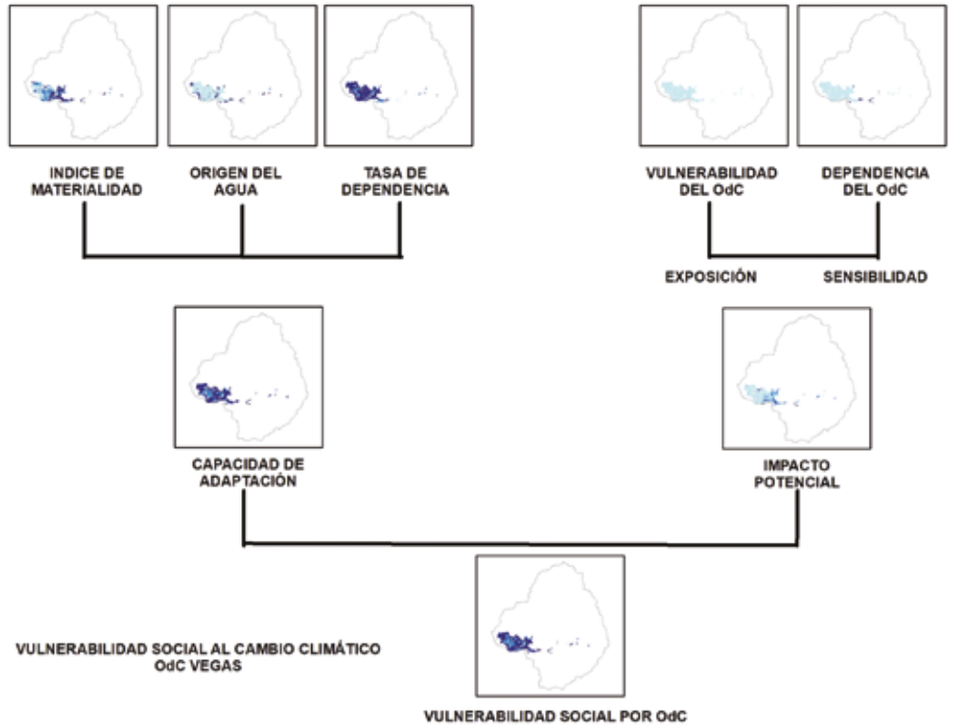


Figura 7. Esquema metodológico del análisis de vulnerabilidad espacial para los grupos sociales respecto de cada objeto de conservación, representado a modo de ejemplo con el objeto de conservación Vegas.

Figura 8. Pasos y secuencia para la elaboración del plan de acción de biodiversidad y cambio climático de la subcuenca del río Mapocho Alto en la Región Metropolitana de Santiago, Chile.

3. RESULTADOS

3.1. Objetos de conservación y grupos sociales

Aplicando los criterios descritos previamente en la metodología, se elaboró un listado inicial de 18 componentes de biodiversidad prioritarios. Posteriormente, y siguiendo las directrices de los Estándares de Conservación con el objetivo de permitir la operacionalización de acciones para su protección efectiva, éstos fueron agrupados en siete OdC, presentados y descritos en Tabla 3.

En cuanto a los grupos sociales, si bien inicialmente se identificaron al menos cuatro grupos sociales diferentes (p.e. habitantes dependientes de agua de vertiente, grupos familiares dependientes de la cría de ganado, etc.), no fue posible contar con información suficiente para realizar un análisis de vulnerabilidad de cada uno. Por ello, se optó por enfocar el análisis en dos grandes grupos: población rural y población urbana de la subcuenca del río Mapocho alto.

3.2. Análisis de vulnerabilidad

3.2.1. Modelaciones de distribución de los objetos de conservación

En general, para el período modelado, los OdC mantienen en gran medida su hábitat futuro (hábitat nuevo) respecto al modelado para el presente (hábitat actual) (Tabla 4). En cuanto a la pérdida de hábitat, los OdC Bosque esclerófilo Litre-Quillay y Frangel-Guindilla proyectan un 6% de disminución de superficie de hábitat potencial. Mientras, existen OdC que expanden su superficie de hábitat como el OdC Puma (17%), y en menor medida el OdC Vegas (6%) (Tabla 4).

En la mayoría de los casos la variable bioclimática que determina en mayor medida la distribución de las especies representativas de cada OdC es la elevación. Sin embargo, para aquellas especies propias de ambientes más áridos, que son más resistentes a las sequías, la temperatura aparece como una variable más relevante. La distribución de las especies dominantes del bosque esclerófilo, como Litre y Quillay, por ejemplo, estaría limitada principalmente por las precipitaciones de invierno (cuarto más húmedo).

Tabla 3. Descripción de los objetos de conservación (OdC) seleccionados para representar la biodiversidad del área de estudio.

Objeto de conservación	Breve descripción
Bosque esclerófilo Litre-Quillay	Piso vegetacional característico de la zona mediterránea, dominado por las especies *Lithraea caustica*, *Quillaja saponaria*, además de *Kageneckia oblonga* y *Cryptocaria alba* en los sectores de mayor humedad. Posee un estrato arbustivo y herbáceo diverso, que difiere según la ladera de exposición en la que se desarrolla. Clasificado como vulnerable.
Bosque esclerófilo Frangel-Guindilla	Piso de bosque mediterráneo andino de *Kageneckia angustifolia* - *Guindilia trinervis*, típicamente dominado por *Kageneckia angustifolia* en la estrata arbórea y por *Guindilia trinervis* y *Colliguaja integerrima* en la estrata arbustiva. Proyecciones de una degradación ambiental por estrés térmico han catalogado al piso vegetacional bosque esclerófilo Frangel-Guindilla como vulnerable.
Bosque espinoso Espino – Chilca	Piso vegetacional de tipo abierto que, siendo dominado por las especies arbórea *Acacia caven* y la arbustiva *Baccharis paniculata*, también puede contar con la presencia de especies dominantes en pisos superiores como el Quillay y el Litre. Ha sido clasificado como vulnerables por su proyección de degradación por estrés hídrico y térmico.
Vegas	Ecosistemas de tipo humedal que se presentan a altitudes mayores a los 2.500 m s.n.m. Su vegetación azonal es sensible a las variaciones en los regímenes de aportes hídricos (Ahumada et al., 2011), convirtiéndola en un ecosistema vulnerable al cambio climático.
Cóndor	Especie emblemática de la cordillera de los Andes, el cóndor (*Vultur gryphus*) está clasificado en Chile como casi amenazada por el 15º Proceso de Clasificación de Especies del MMA. Esta especie ha sido afectada por la disminución en la oferta de alimento.
Puma	Felino más grande de Chile. Las mermas poblacionales de esta especie en la Región Metropolitana de Santiago se asocian a pérdida de hábitat y conflictos con la ganadería.

Tabla 4. Superficie de hábitat modelado por objeto de conservación (OdC) para condiciones climáticas presentes y futuras y proporción de superficie de hábitat futuro respecto a hábitat actual modelados para el área de estudio.

	Superficie de hábitat modelado			Superficie de hábitat futuro que coincide con la superficie de hábitat actual modelada	
OdC	Actual [ha]	Hábitat futuro [ha] (Promedio modelos climáticos)	% de Cambio	Hábitat futuro [ha]	Proporción del área actual (%)
Espino-Chilca	15.814,13	16.249,62	3%	15.817,71	100%
Litre-Quillay	18.760,95	17.671,90	-6%	17.830,77	95%
Frangel-Guindilla	55.607,92	52.432,28	-6%	50.592,37	91%
Vegas	39.761,42	42.283,84	6%	39.789,29	100%
Puma	51.907,88	60.913,50	17%	51.474,33	99%

3.2.2. Necesidad de restauración de los objetos de conservación vegetacionales

Al relacionar el estado de degradación ambiental de las áreas donde se proyecta se desplacen los hábitats de las especies y ecosistemas analizados, se observa que muchas se encuentran hoy en estados de degradación que podrían restringir la capacidad de las especies de colonizar dichos espacios, previniendo su capacidad de adaptación a los cambios climáticos proyectados (Tabla 5).

Tabla 5. Superficies de hábitat potencial y con necesidad de restauración en escenario climático futuro RCP 8.5, para cada uno de los objetos de conservación vegetacionales.

Objeto de conservación	Superficie actual de hábitat modelado (ha)	Superficie nueva que no se presenta actualmente (ha)	Superficie nueva que requiere restauración (ha)	% de superficie nueva con necesidades de restauración
Bosque esclerófilo de Litre-Quillay	18.760,95	0	0	0
Bosque esclerófilo Frangel-Guindilla	55.607,92	1.464,71	13,78	1%
Bosque espinoso de Espino-Chilca	15.814,13	282,30	86,61	31%
Vegas	39.761,42	2.332,65	1.801,11	77%

Tabla 6. Área según tipo de hábitat y porcentaje de afectación de cada uno de ellos por factores de capacidad de adaptación para el objeto de conservación Bosque esclerófilo Litre-Quillay.

Tipo de hábitat	Área (ha)	% del área respecto al hábitat actual	% del área con necesidades de restauración	% del área con nivel de amenazas alto o muy alto
Hábitat actual	18.760,95			
Hábitat futuro	17.671,90	94,2%		
Mantención de hábitat	17.830,77	95,0%	36%	32%
Pérdida de hábitat	692,86	3,7%	39%	18%

En el caso de las vegas, gran parte de las áreas nuevas proyectadas se encuentran degradadas. Por tanto, de las 2.332 hectáreas de nuevo hábitat, es necesario restaurar 1.8101,11 ha, lo que equivale a un 77%.

3.3. MAPAS DE VULNERABILIDAD

3.3.1. Objeto de conservación Bosque esclerófilo Litre-Quillay

Este OdC presenta un balance negativo al comparar entre las modelaciones de hábitat futuro y actual, evidenciándose pérdidas, a la vez que no se proyectan nuevas áreas de hábitat para esta asociación (Tabla 6, Figura 9). Esto evidencia la necesidad de abordar las amenazas no climáticas en el hábitat actual, al mismo tiempo que se realizan acciones de restauración activa en las zonas de hábitat futuro. Estas acciones derivarían en una reducción de su vulnerabilidad y aumento en su capacidad de adaptarse a las condiciones proyectadas.

3.3.2. Objeto de conservación Bosque esclerófilo Frangel-Guindilla

La pérdida de hábitat proyectada para este OdC es de un 9,7% (Tabla 7, Figura 10), estando marcadamente relacionada a la elevación, pues esta pérdida se localiza en altitudes menores. Sumada a la pérdida de hábitat, existen diversas amenazas no climáticas que resultaron mayores en su hábitat actual, generando una presión extra sobre estos sitios. Por ello, la restauración activa, focalizada en áreas críticas

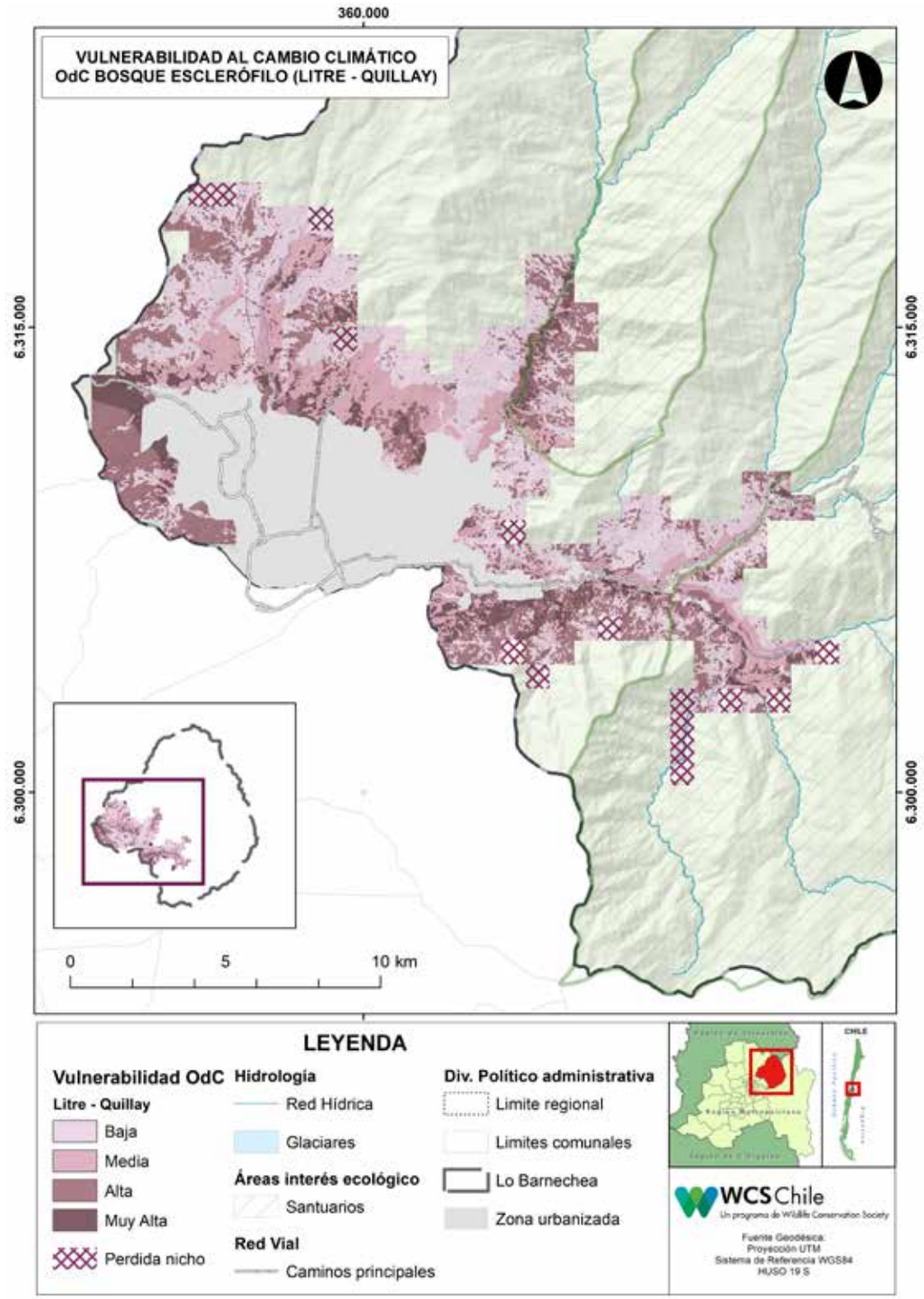


Figura 9. Vulnerabilidad al cambio climático del Objeto de Conservación Bosque esclerófilo Litre-Quillay en la subcuenca del río Mapocho Alto en la Región Metropolitana de Santiago, Chile.

Tabla 7. Área según tipo de hábitat y porcentaje de afectación de cada uno de ellos por factores de capacidad de adaptación para el objeto de conservación Bosque esclerófilo Frangel-Guindilla.

Tipo de hábitat	Área (ha)	% del área respecto al hábitat actual	% del área con necesidades de restauración	% del área con nivel de amenazas alto o muy alto
Hábitat actual	55.607,92			
Hábitat futuro	52.432,28	94,3%		
Mantención de hábitat	1.464,71	2,6%	1%	2%
Pérdida de hábitat	50.592,37	91,0%	45%	12%
	5.389,091	9,7%	10%	36%

dentro de los sitios de mantención de hábitat, es la acción que puede contribuir de mayor manera a reducir la vulnerabilidad del OdC Frangel-Guindilla en el área de estudio. Asimismo, en el SN Los Nogales se proyecta la existencia de un nuevo hábitat para este OdC, cuya restauración activa representa una oportunidad para la facilitación del avance de sus comunidades vegetales dentro de esa área en escenarios futuros de cambio climático.

3.4. Vulnerabilidad de los grupos sociales

En su conjunto, las localidades rurales próximas a la ruta G-21 como Corral Quemado, La Ermita (incluyendo Santa Matilde), Camino a la Mina, Bollenar, Las Varas y Arrayán Alto, resultaron las más vulnerables a los efectos del cambio climático, lo que se explica por el elevado grado de dependencia que tienen con los OdC, además de los limitados medios con los que cuentan para hacer frente a los cambios proyectados.

A modo de ejemplo, se presenta el resultado de vulnerabilidad de los grupos sociales respecto del OdC vegas (Figura 11), donde se puede observar que la mayor vulnerabilidad se presenta en las localidades de La Ermita, Santa Matilde y Corral Quemado. Estas localidades son las que dependen en gran parte de la cría de ganado y por lo tanto del OdC vegas para su mantención. Sumado a esto, la capacidad de adaptación de estas localidades es bastante baja en relación al resto, especialmente en comparación con áreas urbanas, llegando a depender, por ejemplo, en un 100% de agua de vertiente o pozo y por lo tanto de las formaciones vegetacionales que mantienen esta contribución.

3.5. Plan de acción de biodiversidad ante el cambio climático

El Plan de Acción de Biodiversidad ante el cambio climático (PACC) contiene acciones a ser directamente implementadas por AA en terrenos de su propiedad, además de otras acciones a ser impulsadas o lideradas por la compañía en espacios ajenos a ella.

En base a los componentes de vulnerabilidad clave para cada OdC, se identificaron puntos de intervención estratégicos para el modelo situacional futuro del proyecto. En torno a ellos, se definieron estrategias generales de adaptación, las que junto a criterios de selección definidos por el equipo del proyecto (ver Metodología), permitieron acotar un total de 10 estrategias para ayudar a reducir la vulnerabilidad de los OdC y los grupos sociales asociados, frente a los efectos climáticos proyectados para el 2030-2050 (Figura 12).

Para cada estrategia se propuso un mínimo de acciones a implementar, identificando *a priori* indicadores de cumplimiento, plazos, socios potenciales y la relación de la acción con otras iniciativas existentes en la zona (Tabla 8). El conjunto de estos componentes constituye el Plan de acción y monitoreo para la biodiversidad de la subcuenca del río Mapocho alto, en contexto de cambio climático.

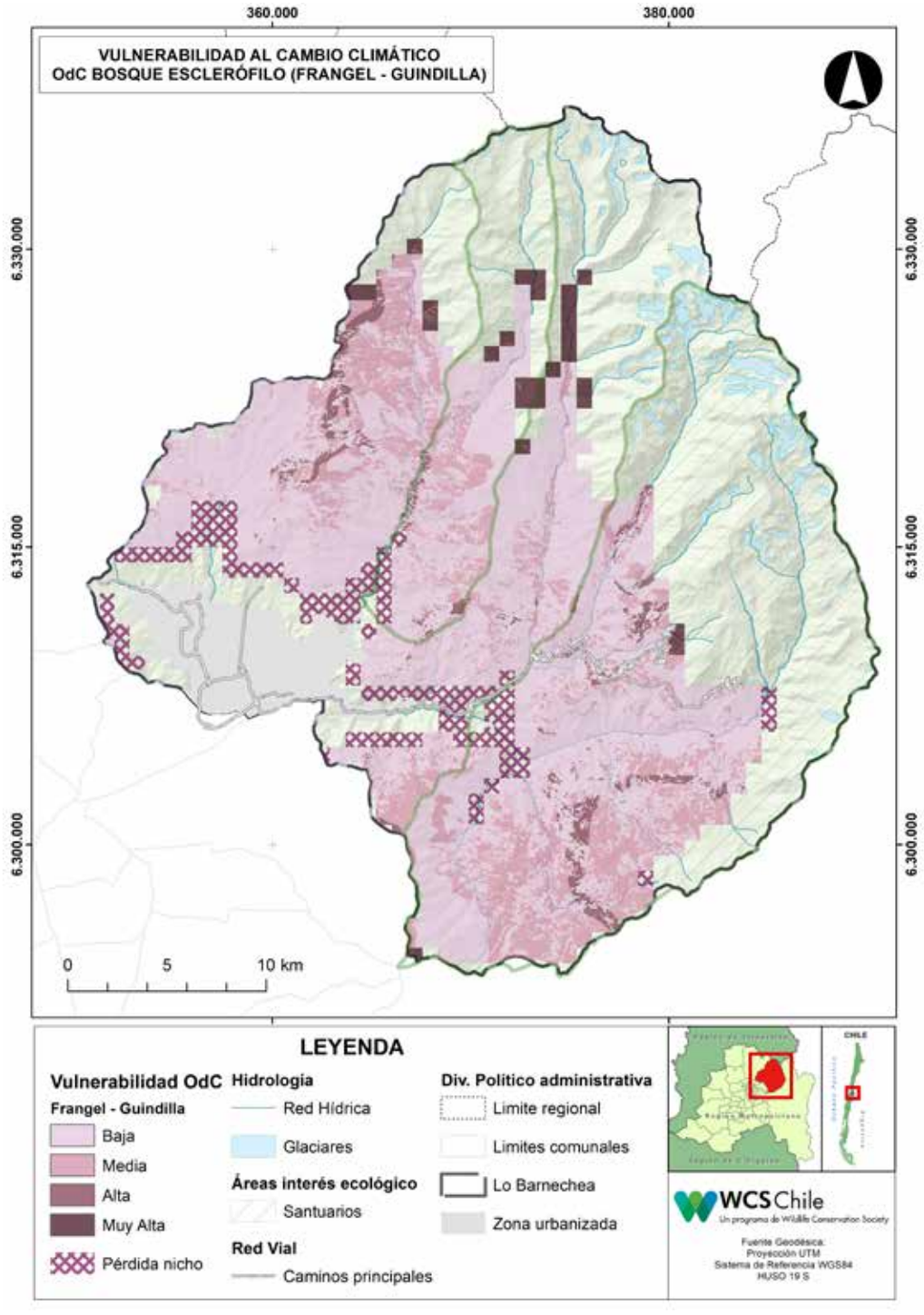


Figura 10. Vulnerabilidad al cambio climático del Objeto de Conservación bosque esclerófilo Frangel-Guindilla de la subcuenca del río Mapocho alto en la Región Metropolitana de Santiago, Chile.

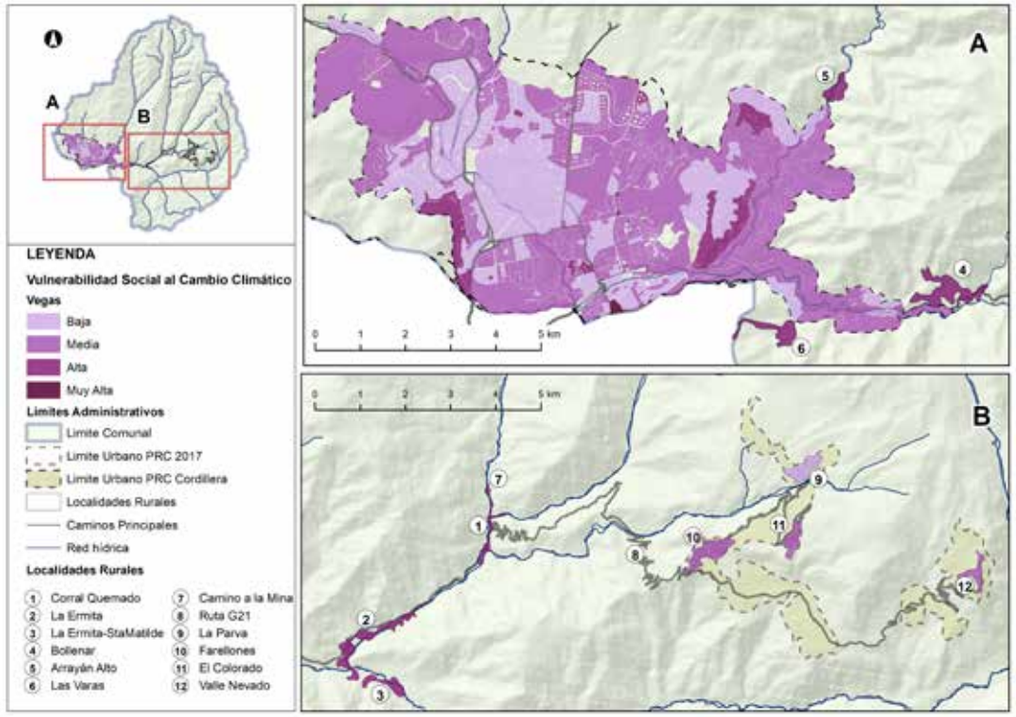


Figura 11. Vulnerabilidad de los grupos sociales que habitan la subcuenca del río Mapocho alto a cambios potenciales de contribuciones de la naturaleza provistas por el Objeto de Conservación Vegas, altamente vulnerable al cambio climático.

Figura 12. Líneas temáticas a ser abordadas por las estrategias del Plan de Acción de Biodiversidad ante el cambio climático en la subcuenca del río Mapocho alto en la Región Metropolitana de Santiago, Chile.

Tabla 8. Ejemplo de propuesta de estrategia, incluyendo acciones específicas, plazos, indicadores, socios potenciales y contexto de otras actividades, que conforman el Plan de Acción Biodiversidad ante el cambio climático en la subcuenca del río Mapocho alto en la Región Metropolitana de Santiago, Chile.

Estrategia 2. Restauración de vegetación con consideraciones de cambio climático						
Acciones sugeridas	Indicador de cumplimiento	Período sugerido de implementación			Potenciales socios	Relación con otras iniciativas
		Corto (2021 a 2023)	Mediano (2024 a 2027)	Largo (2028 a 2030)		
Sub-estrategia 1 (E2S1): Definición de las bases técnicas para la restauración y forestación en contexto de cambio climático						
Identificar especies, sub-poblaciones o individuos que estén mejor adaptados a las futuras condiciones climáticas, tanto dentro del área como en su distribución más amplia, y realizar protocolo de colecta de semillas y viverización	Lista de especies/ individuos mejor adaptados; protocolo de recolección de semillas y viverización establecido				Red Chilena de Restauración Ecológica, CONAF	Estrategias de restauración ecológica de Planes de Manejo Prediales de Yerba Loca y PM SNLN; ENCCRV (CONAF)
Establecer alianzas o convenios con viveros que puedan reproducir las especies seleccionadas	Convenio de colaboración establecido				CONAF, Parque Quilapilún; Jardín Botánico Chagual	ENCCRV (CONAF)
Seleccionar métodos de restauración pertinentes a la(s) especie(s) y el lugar de intervención, considerando los factores climáticos proyectados para el área y cómo pueden influir en el éxito de las acciones de restauración.	Programa de restauración establecido				Red Chilena de Restauración Ecológica, Universidades	

Esta estrategia se posicionó explícitamente en el territorio del área de estudio, para lo cual se identificaron sitios pertinentes para su implementación, considerando por ejemplo áreas donde se proyecta una mantención del hábitat (refugios climáticos), áreas donde se proyectan nuevo hábitat, zonas de alta vulnerabilidad y sitios de interés para la planificación ecológica a escala local.

4. DISCUSIÓN

El desafío de la gestión integrada de cambio climático y biodiversidad en los territorios es un enorme espacio por resolver, el que precisa de la confluencia de elementos conceptuales, políticas, experiencia y conocimiento territorial, además de condiciones habilitantes relacionadas con financiamiento y gobernanza, por nombrar algunas. Dado el carácter sistémico e integrado de la biodiversidad, esta gestión mandata la combinación de acciones entre el mundo público y el sector privado. El ejemplo que mostramos acá, referido a la gestión de la biodiversidad de la subcuenca del río Mapocho alto, por parte de una industria minera, constituye un primer intento por diseñar y accionar en la práctica procesos de conservación de biodiversidad que tengan efecto favorable en la población local en un espacio que será cada vez más árido y caliente.

Desde la práctica científica de la conservación existen herramientas que permiten abordar estos desafíos, los que todavía permanecen alejados de los tomadores de decisión a nivel territorial, como las compañías productivas, e incluso actores públicos. Estas herramientas están en constante revisión, y han sido diseñadas para hacerse cargo de dichas complejidades, incluyendo la falta de información, que caracteriza gran parte del conocimiento sobre biodiversidad y cambio climático.

El ejemplo acá mostrado resalta el valor y potencial del trabajo corporativo para dirigir y focalizar sus inversiones en conservación de biodiversidad, con el objetivo de reducir su vulnerabilidad frente al cambio climático, fortaleciendo con ello los beneficios que las comunidades aledañas obtienen de la naturaleza en el largo plazo. Dada las escasas inversiones públicas en materia de conservación, estos esfuerzos corporativos pueden resultar críticos para contribuir a la mantención y recuperación de la base natural de las zonas cercanas a su operación.

Algunos aprendizajes metodológicos que resultaron de este trabajo destacan el valor de la construcción del modelo situacional, paso fuertemente sugerido por la metodología de Estándares de Conservación, el que permitió entregar las bases para establecer los escenarios futuros y visualizar los puntos específicos de intervención para la adaptación al cambio climático. Asimismo, este modelo resulta clave para visualizar, entender y manejar el espacio socioecológico específico donde debe operar la gestión de la conservación. Esto permite evidenciar acciones contraproducentes, que derivan del entendimiento parcial de la complejidad de la conservación. Tal es el caso de la preservación de los sistemas de vegas a través de la limitación a la ganadería arriera, lo cual puede gatillar afectación de otros componentes clave de biodiversidad en espacios fuera del área focal del proyecto. En términos generales, se recalca la importancia de proponer intervenciones que consideren el contexto socioecológico de manera integral, abordando las diferentes relaciones existentes entre los OdC y los grupos sociales que dependen de sus contribuciones.

Dado que los modelos de distribución de especies son representaciones de la realidad que dependen de la disponibilidad de datos para su construcción, es importante interpretar sus resultados como una distribución potencial más que real. Ello evitará caer en simplificaciones que puedan atentar contra acciones de conservación, y se sugiere que las modelaciones de distribución sean utilizadas como un insumo para el análisis espacial de la vulnerabilidad al cambio climático de cada OdC. Se refuerza además la necesidad de reconocer la existencia de amenazas no climáticas, grados variados de degradación local, que participan asimismo de la modelación de los efectos del cambio climático sobre los OdC en el territorio.

La producción explícita de mapas de vulnerabilidad resulta ser una herramienta clave para la implementación efectiva de las acciones de conservación, pues permiten identificar sitios de implementación específicos que son pertinentes para las intervenciones propuestas. Un paso relevante en este proceso fue el identificar aquellos componentes que explican una alta o baja vulnerabilidad del OdC frente a los efectos del cambio climático en diferentes sitios. Este proceso permitió identificar múltiples amenazas no climáticas, las que permiten definir acciones pertinentes para reducirlas, y con ello mejorar de manera significativa el estado de degradación del OdC.

Es importante entender que el carácter idiosincrático de la biodiversidad y de sus relaciones con las sociedades, sumado a su innata complejidad, inmersa en contextos sociales, políticos, legales, financieros, administrativos, particulares, evidencia la necesidad de abordar cada desafío de conservación de manera *ad-hoc*, pues no existen soluciones únicas que puedan servir como "balas de plata" para resolver los problemas derivados del cambio climático. Una acción totalmente pertinente en un sitio y momento dado puede resultar inviable e inútil en otro lugar, ya sea por factores sociales, económicos o reputacionales, siendo este último un factor de particular relevancia en el caso de acciones impulsadas por empresas con impactos en biodiversidad.

5. CONCLUSIÓN

Para el sector corporativo, la aproximación socio-ecológica en los procesos de planificación frente al cambio climático se presenta como una oportunidad para el desarrollo de sinergias entre áreas corporativas que comúnmente están separadas en propósito y acción, como aquellas relacionadas a las temáticas sociales y de gestión de biodiversidad. Caben todas ellas dentro de lo que se conoce como Soluciones Basadas en la Naturaleza (UICN, 2016), abriendo espacios concretos para dirigir acciones que permitan proteger, gestionar y restaurar de manera sostenible los ecosistemas naturales, concretando la creación de sinergias entre la gestión de la conservación de la biodiversidad con el cambio climático y los desafíos sociales inherentes a los territorios donde establecen sus operaciones.

Por último, este Plan de Acción de biodiversidad frente al cambio climático, debe ser manejado como un instrumento complementario y sinérgico a otras iniciativas pertinentes y existentes en el área de alcance del presente trabajo, a la vez que debe dialogar de manera fluida con los contextos de mayor escala en los que se encuentra anidada la naturaleza de cualquier territorio particular. Estas iniciativas pueden ser vislumbradas como un textil conformado por diversas hebras, cada una de las cuales se genera en procesos como el aquí descrito, el que a su vez se debe hilvanar de manera coherente con el resto de las hebras de la conservación, el cambio climático y finalmente la sustentabilidad.

REFERENCIAS

Ahumada, M., Aguirre, F., Contreras, M., y Figueroa, A. (2011). *Guía para la conservación y seguimiento ambiental de humedales andinos.* http://metadatos.mma.gob.cl/sinia/guiaConsSeguimientoHumedales2011.pdf

Anglo American. (2019). *Nuestra Estrategia de Sustentabilidad. Future Smart Mining™: El plan de acción para el futuro de nuestra empresa*. Londres, Reino Unido.

Bambach, N., Meza, F., Gilabert, H., y Miranda, M. (2013). Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem. *Regional Environmental Change, 13*, 1245–1257. https://doi.org/10.1007/s10113-013-0425-7

Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2021). *Primer Proyecto del Marco Mundial de la Diversidad Biológica Posterior a 2020*. Notas de los Copresidentes.

Conservation Measures Partnership. (2020). *Open Standards for the Practice of Conservation Version 4.0*. Recuperado de https://conservationstandards.org/wp-content/uploads/sites/3/2020/12/CMP-Open-Standards-for-the-Practice-of-Conservation-v4.0-English.pdf

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., van Oudenhoven, A. P. E., van Der Plaat, F., Schröter, M., Lavorel, S., … Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, *359*(6373), 270–272.https://doi. 10.1126/science.aap8826.

Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., … Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *PNAS*, *114*, 11645-11650.https://doi. 10.1073/pnas.1710465114

Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L., Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M. A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., … Ngo, H.T. (2021). *IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change; IPBES e IPCC*.https://doi. 10.5281/zenodo.4782538

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2007). *Cambio climático 2007: Informe de síntesis*. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R. K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC. Ginebra, Suiza.

Iriarte, A. (2008). *Mamíferos de Chile*. Lynx Ediciones. Barcelona, España.

Pavez, E. F., Duclos, M., Rau, J. R., Sade, S., y Jaksic, F. M. (2019). Evidence of high consumption of waste by the Andean Condor (*Vultur gryphus*) in an anthropized environment of Chile. *Ornitologia Neotropical*, *30*, 185–191.

Pearman, P. B., Guisan, A., Broennimann, O., y Randin, C. F. (2008). Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology & Evolution, 23*, 149-158.https://doi. 10.1016/j.tree.2007.11.005

Petrosillo, I., Aretano, R., y Zurlini, G. (2015). Socioecological Systems. En S. A. Elias (Ed.), *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences* (pp. 1-7). Elsevier. Encyclopedia of Ecology, (October 2017), 419-425.https://doi. 10.1016/B978-0-12-409548-9.09518-X

Phillips, S. J., Anderson, R. P., y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling, 190*(3-4), 231-259. https://doi. 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Phillips, S. J. (2017). A Brief Tutorial on Maxent. *Lessons in Conservation, 3*, 108-135.

Pliscoff, P. (2015). Informe técnico. Ministerio del Medio Ambiente. https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2016/01/Informe-final-Eval_ecosistemas_para_publicacion_16_12_15.pdf

Pliscoff, P. (2020). *Análisis del estado actual de los ecosistemas terrestres, asociados a dos cuencas en Chile central: Maipo y Maule*. Escenarios Hídricos 2030, Chile. https://fch.cl/wp-content/uploads/2020/08/estado-ecosistemas-maule-maipo-eh2030-pliscoff.pdf

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin 3rd, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., y Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature, 461*, 472-475. https://doi. 10.1038/461472a

Schwalm, C. R., Glendon, S., y Duffy, P. B. (2020). RCP8.5 tracks cumulative CO_2 emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 117*(33), 19656-19657.https://doi. 10.1073/pnas.2007117117

Stein, B. A., Glick, P., Edelson, N., y Staudt, A. Eds. (2014). *Climate-Smart Conservation: Putting Adaptation Principles into Practice*. National Wildlife Federation. Washington, D.C., EE. UU.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2016). Asamblea de Miembros (2016). Resolución 6.069: Definición de soluciones basadas en la naturaleza, WCC2016-Res-069-SP.

GLOSARIO

Estándares de Conservación: metodología que reúnen conceptos comunes, enfoques y terminología en el diseño, manejo y monitoreo de proyectos y programas de conservación para ayudar a mejorar la práctica de la conservación.

Objeto de Conservación: entidades concretas y tangibles que el proyecto está trabajando para conservar que representan y abarcar los objetivos finales del proyecto. Ellos forman la base para establecer metas, seleccionar acciones y medir la efectividad.

Modelo situacional: herramienta que describe visualmente las relaciones entre los diferentes factores en su análisis de situación.

Sistema Socioecológico: interacción y co-construcción entre un sistema social y el medio ambiente en el que se desarrolla.

Vulnerabilidad al cambio climático: grado de susceptibilidad o de incapacidad de un sistema para afrontar los efectos adversos del cambio climático, y en particular la variabilidad del clima y los fenómenos extremos. La vulnerabilidad dependerá del carácter, magnitud y rapidez del cambio climático a que esté expuesto un sistema, y de su sensibilidad y capacidad de adaptación.