



**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICA Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA INDUSTRIAL**

**EVALUACIÓN DEL RIESGO ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO DE LOS SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS DE REGULACIÓN Y PROVISIÓN DE AGUA DULCE EN LA ISLA
GRANDE DE CHILOÉ, CHILE.**

**TESIS PARA OPTAR AL GRADO
DE MAGÍSTER EN GESTIÓN Y POLÍTICAS PÚBLICAS**

INTI HERNAN MANUEL LEFORT VALENZUELA

PROFESOR GUÍA:
MARCO BILLI

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
MAURICIO GALLEGUILLOS TORRES
ANAHÍ URQUIZA GÓMEZ

SANTIAGO DE CHILE
2023

**RESUMEN DE LA TESIS PARA OPTAR
AL GRADO DE MAGÍSTER EN GESTIÓN Y
POLÍTICAS PÚBLICAS
POR: INTI HERNAN MANUEL LEFORT
VALENZUELA
FECHA: 2023
PROFESOR GUÍA: MARCO BILLI**

**EVALUACIÓN DEL RIESGO ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO DE LOS SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS DE REGULACIÓN Y PROVISIÓN DE AGUA DULCE EN LA ISLA
GRANDE DE CHILOÉ, CHILE.**

La disponibilidad de agua depende tanto de factores climáticos, como precipitación y temperatura, así como de factores locales inherentes a cada cuenca, algunos de estos últimos cuales se pueden categorizar como servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua. Tanto los factores climáticos como locales han sufrido las consecuencias de las actividades humanas, lo que puede dificultar el alcance de la seguridad hídrica. En este sentido tomar acciones sobre los impactos locales y adoptar medidas de adaptación de escala local, basadas en la naturaleza, es una acción costo-eficiente y coherente con la biodiversidad nativa para enfrentar este problema, conservando y/o restaurando servicios ecosistémicos. La isla grande de Chiloé se encuentra en un área donde existe consenso sobre la disminución de precipitaciones durante este siglo, esto sumado a la concentración de la época humedad en invierno y la ausencia de almacenamiento en forma de nieve, produce un escenario complejo para asegurar la disponibilidad de agua, sobre todo en época estival. En este contexto esta tesis ocupa el marco analítico de riesgo para conceptualizar el riesgo de los servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua territorialmente en la isla grande de Chiloé, para luego operacionalizar dicho marco analítico con la herramienta de cadena de impacto, adoptando distintas variables que representan distintas partes de la cadena y a su vez de las dimensiones que componen el riesgo (amenaza, sensibilidad y exposición). Los resultados indican que el 37.5% del área analizada se encuentra con riesgo “alto”, el 36.4% con riesgo “medio” y un 26.1% con riesgo “bajo”. Existiendo una concentración del riesgo “alto” en la parte norte de la isla donde se han concentrado los impactos de origen antrópico, así como donde habita la mayoría de los residentes de la isla. Se realizó un análisis factorial del índice que indica que las variables utilizadas que más influyeron en este son; días cálidos, distancia a centros urbanos, evapotranspiración, días de precipitación intensa, pendiente y capacidad total disponible de agua. Este índice permite focalizar áreas donde aplicar medidas de adaptación al cambio climático con un enfoque en la mantención de los servicios ecosistémicos a través de soluciones basadas en la naturaleza, utilizando herramientas de política pública coherentes con los lineamientos internacionales y adoptadas por las instituciones del estado en Chile, lo que permite el dialogo con estés y facilita su inserción en la toma de decisiones.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi madre y padre por siempre inculcarme la curiosidad de aprender e investigar cosas nuevas, así como todos los años que dedicaron de trabajo a darme las herramientas para llegar hasta acá.

A CR² y Nest-R³ por entregarme conocimientos y redes de gente interesada en estudios relacionados a temas socioambientales, lo que ha sido una gran fuente de inspiración y de ánimos en este campo donde constantemente uno se ve enfrentado a eco-ansiedad.

A Marco Billi que confío en llevar adelante esta tesis conmigo y también me incluyó en el proyecto “Bridging the Water Adaptation Gap: a Comparative Inter- and Transdisciplinary Perspective of Regional Risks and Vulnerabilities in Drylands in Canada and Latin America. Social Science and Humanities Research Council Canada (SSHRC), 895-2022-1016” que ha permitido seguir desarrollando mi carrera en la investigación.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	II
TABLA DE CONTENIDO.....	III
INTRODUCCIÓN.....	1
MARCO TEORICO.....	2
METODOLOGIA.....	4
RESULTADOS.....	10
DISCUSIÓN.....	14
CONCLUSIÓN.....	15
BIBLIOGRAFÍA.....	16
ANEXOS.....	26

I. INTRODUCCIÓN

La acción humana ha generado múltiples efectos a escala global, como el cambio climático o a escala local como la sobreexplotación de recursos y degradación de los ecosistemas y con esto disminuyendo las funciones y servicios que proveen que estos proveen (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2021; Li et al., 2022; Hasan et al., 2020). Estos efectos, a distintas escalas, se retroalimentan agudizando ciertos fenómenos, como la inseguridad hídrica (Scott et al., 2021, Brown et al., 2007) y en consecuencia generando impactos en el bienestar y salud de la población, su desarrollo económico y la mantención de los ecosistemas y su biodiversidad, los que dependen en gran medida de la disponibilidad de agua en los territorios (Franco-Torres et al., 2021; Gleick, 1996; Urquiza & Billi, 2020; Liu et., 2017). Por lo que entender los factores locales que provocan esta retroalimentación se torna necesario para la adopción de políticas de adaptación que puedan limitarla, y en consecuencia mejorar la seguridad hídrica, considerando los múltiples usos del agua en un territorio, su cantidad, calidad y oportunidad. Esta priorización es más urgente en zonas como el centro sur de Chile (32°- 44° latitud sur), donde la mayoría de los Modelos Climáticos Globales (GCM por sus siglas en inglés) indican una disminución de las precipitaciones durante este siglo (IPCC, 2021; Hodnebrog et al., 2022).

Dentro de estos factores se encuentran las estructura y procesos, derivados de los ecosistemas, que regulan los ciclos hidrológicos incidiendo en la escorrentía, infiltración, almacenamiento, evapotranspiración y purificación del agua (Frêne et al., 2022; Brogna et al., 2017; Fowler et al., 2020). Estos procesos se pueden clasificar como Servicios Ecosistémicos, definidos como las contribuciones que los ecosistemas hacen al bienestar humano (Haines-Young & Potschin, 2018; Millennium Ecosystem Assessment, 2003; Aylward et al., 2005; Costanza et a., 1997), conservar y restaurar aquellas estructuras y funciones ecosistémicas que sustentan estos servicios, es fundamental para alcanzar la seguridad hídrica y adaptarse a las amenazas derivadas del cambio climático (Casagrande et al., 2021; Tague et al., 2019; Brujinzeel, 2004). En este marco, las denominadas ‘soluciones basadas en la naturaleza,’ son propuestas de adaptación con efectos de largo plazo y costo eficientes, para la restauración y mantención de los servicios ecosistémicos (Keestra et al., 2018; White et al., 2020; Krauze & Wagner, 2019) se vuelven una alternativa llamativa de adaptación en cuanto, especialmente si se basan en ecosistemas nativos, pueden ayudar a la vez a enfrentar los riesgos climáticos y a promover la conservación de la biodiversidad (Hua et al., 2022).

Con el fin de generar información relevante que pueda ayudar a apoyar el diseño e implementación de soluciones basadas en la naturaleza para promover la seguridad hídrica, este estudio propone la caracterización del riesgo de los servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua, frente a amenazas climáticas, en la isla grande de Chiloé, considerando condiciones de los ecosistemas y presiones antrópicas locales. Para esto primero se caracterizan los servicios ecosistémicos relevantes en el territorio en examen, y su relación con los sistemas ecológicos y socio-productivos. Luego, para operacionalizar el riesgo al que están sometidos estos servicios, se utiliza la se adopta el marco conceptual de riesgo propuesto por el IPCC (2022) y la herramienta analítica de Cadena de impacto (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit [GIZ], 2017) para seleccionar variables útiles que puedan cuantificar las diferentes dimensiones que determinan el riesgo. Esta cadena se operacionaliza espacialmente mediante el uso de lógica difusa (Zadeh,

1965), lo que tiene como resultado una categorización del riesgo en tres clases; baja, media y alta. Finalmente se realiza un análisis factorial para determinar las variables que más influyen en el riesgo (Cuadras, 2014), lo que puede ser utilizado para acciones de conservación sobre variables puntuales. Esta clasificación permite priorizar áreas donde aplicar soluciones basadas en la naturaleza permite la gestión eficiente y coherente con la biodiversidad local del riesgo ante el cambio climático de los servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua y así promoviendo la seguridad hídrica.

II. MARCO TEORICO

Servicios ecosistémicos de regulación y provisión de agua dulce. Entre los que se encuentran; mantenimiento del flujo base, control de erosión, provisión de agua dulce y regulación de la calidad del agua (Carvalho-Santos et al., 2014; Hughes & Millennium Ecosystem assessment, 2003; Avila-Garcia et al., 2020; Haines-Young & Potschin, 2018). Estos servicios están determinados de forma directa por la estructura y procesos ecosistémicos, los cuales a su vez están sujetos a las perturbaciones naturales y antropogénicas sobre ellos (Brognia et al., 2017; Tague et al., 2019; Hanisch et al., 2020; Smith-Ramírez et al. 2023). Se utiliza el modelo conceptual de cascada de los Servicios Ecosistémicos, desarrollado por Haines-Young & Potschin, 2018 para relacionarlos de manera teórica con riesgo (figura 1). Este modelo vincula las estructuras y procesos biofísicos con una función ecosistema específica, que puede identificarse como un servicio hacia los seres humanos (servicios ecosistémicos) y por ende genera beneficios y valor. Así mismo se identifica que en la explotación de estos recursos, muchas veces insostenible degrada aquellas estructuras y procesos que los generan en un principio. Se establece además que es en estas presiones sobre los ecosistemas, es donde se deben aplicar políticas públicas con el fin de perpetuar los servicios ecosistémicos, en este sentido las soluciones basadas en la naturaleza son una de las respuestas más adecuadas para enfrentar este problema (Keestra et al., 2018), algunas de estas soluciones son las terrazas y canales para aumentar la infiltración (Vivas, 2022; Martos-Rosillo, 2019) el manejo forestal con una cobertura del dosel de 40% aproximadamente, para evitar la evaporación del agua del suelo y al mismo tiempo la demanda hídrica de la vegetación (Gouveia & Freitas, 2008) y la reducción de la conectividad del paisaje para el control de crecidas (Bracken et al., 2015; Parsons et al., 2015).

Marco analítico de riesgo. Para la conceptualización del riesgo se utiliza el marco de evaluación del riesgo (Centro de investigación del Clima y la Resiliencia [CR²], 2018; GIZ, 2017). Entendiendo este como las probables secuelas, derivadas de situaciones puntuales o tendencias (locales o globales), sobre algo de valor, en este caso los servicios ecosistémicos de regulación y provisión de agua. Este marco sitúa al riesgo como la conjunción de 3 dimensiones; amenaza, exposición y vulnerabilidad (figura 1). La amenaza se conceptualiza como aquellos fenómenos derivados de la variabilidad natural o antropogénica del clima. La exposición es la representación de aquello “valioso” en la definición de riesgo, en el contexto de este estudio serían las estructuras o procesos que sustentan los Servicios Ecosistémicos (Haines-Young & Potschin, 2018; GIZ, 2017). Por último, la Vulnerabilidad es una variable compuesta que busca caracterizar por una parte qué tan sensible es aquello expuesto a la amenaza, así como la capacidad de respuesta que se entiende como la aptitud de los sistemas ecológicos, técnicos y sociales para generar una respuesta de mitigación a las amenazas y la capacidad de adaptación que da cuenta de la aptitud de los sistemas que se encuentran en un territorio de reflexionar y llevar adelante acciones de respuesta

flexibles ante el dinamismo de las amenazas., estos dos últimos conceptos son acuñados como “resiliencia” en CR², 2018.

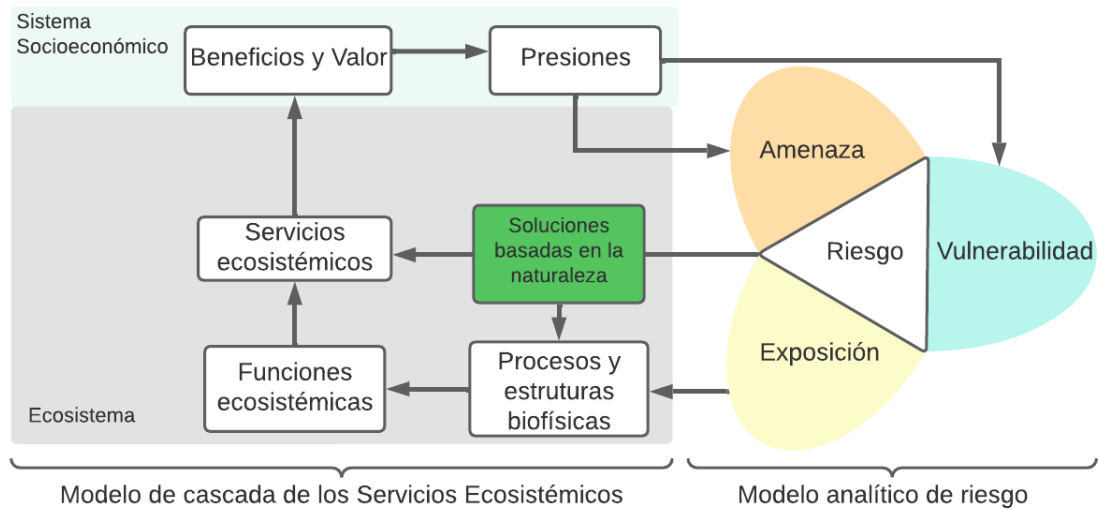


Figura 1. Reinterpretación del modelo de cascada de los Servicios Ecosistémicos y el marco analítico de riesgo. Elaboración propia en base a Haines-Young & Potschin, 2018 y CR2, 2018; GIZ, 2017

Reinterpretation of the Ecosystem Services cascade model and risk analytical framework. Own elaboration based on Haines-Young & Potschin, 2018 and CR2, 2018; GIZ, 2017.

III. METODOLOGIA

Área de estudio. Corresponde a la Isla Grande de Chiloé, la isla de mayor tamaño del archipiélago homónimo, ubicada en la región de Los Lagos (40,3 - 43,7°S) ubicada en el centro sur de Chile, figura 2. En ella se encuentran principalmente dos tipos de clima (Según Köppen y Geiger, 1936); “Templado lluvioso con leve sequedad estival” en la parte centro norte de la isla y “Templado lluvioso” en la parte norte y sur de la isla (Sarricolea et al., 2017). En cuanto a los pisos vegetacionales se encuentran categorías como: “Bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida* - *Podocarpus nubigenus*”, “Bosque resinoso templado costero de Fitzroya cupressoides” y “Bosque resinoso templado costero de *Pilgerodendron uvifera* - *Tepualia stipularis*” (Luebert y Pliscoff, 2017). Los suelos del área de estudio pertenecen al orden ultisol y andisol (Centro de Información de Recursos Naturales [CIREN], 2002), de origen volcánico y glacial, con un periodo de acumulación de agua largo y bajo nivel freático, debido a una capa impermeable encontrada en promedio a 52 ± 3 cm bajo la superficie (Díaz et al., 2007; CIREN 2002; Armesto et al., 2010). En toda la provincia de Chiloé habitan 158,363 habitantes, la mayoría de ellos habitan en la Isla Grande, las tres ciudades que ahí se encuentran concentran más del 60% de la población; Ancud (24%), Castro (21%) y Quellón (17%) (INE, 2017). Su desarrollo económico ha estado ligado a la pesca, ganadería, agricultura y silvicultura, utilizando madera nativa para construcciones de casas, embarcaciones y leña. Durante la década de los 80’ empezó el desarrollo intensivo de la acuicultura, lo que produjo un auge económico aumentando la población y provocando una migración hacia las ciudades (Museo Municipal de Castro, 2017; Ramirez et al., 2010).

El cambio de uso de suelo hacia la industria forestal, agricultura o parcelaciones y la explotación del bosque nativo para leña y construcción son las mayores presiones que han recibido los ecosistemas terrestres en el área de estudio, (Díaz et al., 2007; Frêne et al., 2022; Alonso et al., 2020). Esto ha tenido como consecuencia una degradación de estos ecosistemas, en su estructura, composición y servicios ecosistémicos (Armesto et al., 2010; Hasan et al., 2020; Técher & Bwerthier 2023; Fan & Hideaki, 2014). Por otro lado, las proyecciones climáticas en el área de estudio estiman una reducción de las precipitaciones que puede llegar a un 50% menos de lluvia en el verano para el 2100 (Boisier et al., 2018; Hodnebrog et al., 2022; IPCC, 2021) Lo previo, sumado a la estacionalidad de las precipitaciones en invierno (Viale et al., 2019) y la ausencia de almacenamiento de agua en forma de hielo o nieve, deja a este territorio con gran riesgo de enfrentar escasez hídrica.

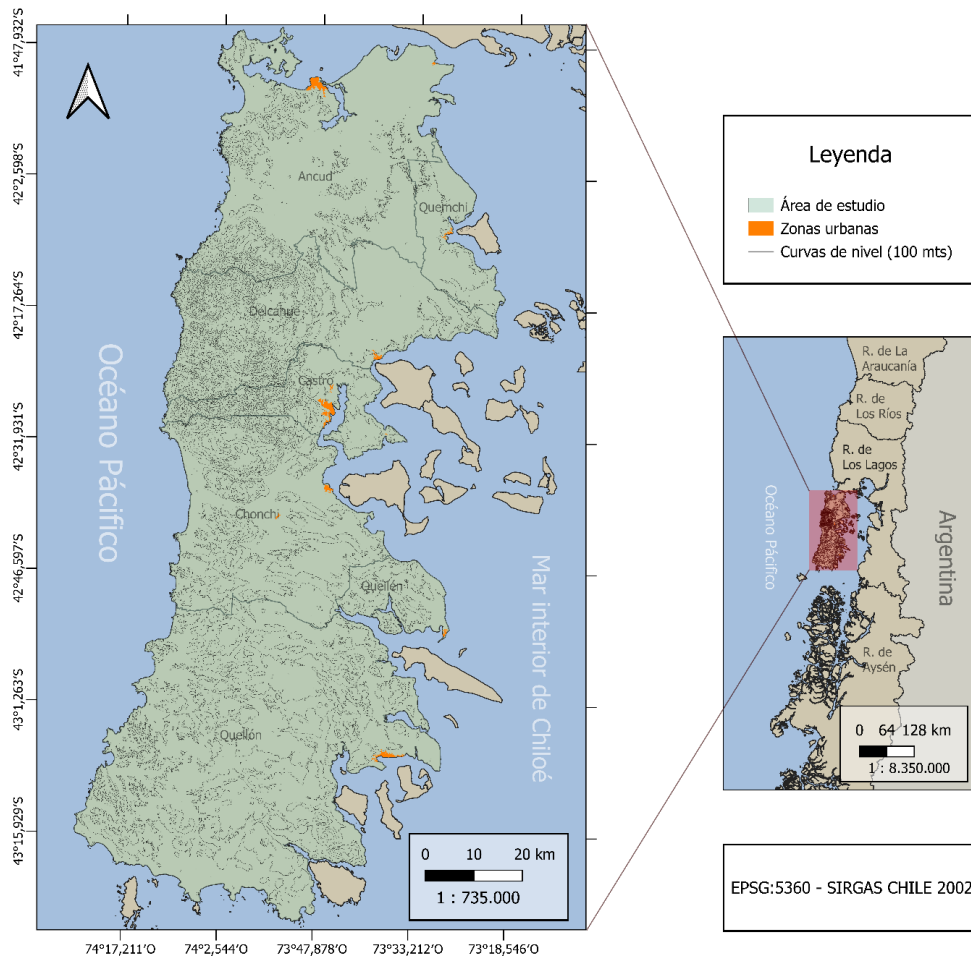


Figura 2. Área de estudio. Elaboración propia

Study area. Own elaboration

Cadena de impacto. Para operacionalizar el marco analítico de riesgo se utiliza la herramienta cadena de impacto, la que facilita la comprensión, sistematización y priorización de las variables que determinan el riesgo estudiado (GIZ, 2017). Las partes constituyentes de esta cadena coinciden con las conceptualizadas en el riesgo (vulnerabilidad; sensibilidad, capacidad de respuesta y capacidad de adaptación, amenazas y exposición). Esta esquematización del riesgo es el resultado de un proceso que contempla siete pasos según lo detallado en el “Marco metodológico para caracterizar la Vulnerabilidad Hídrica Territorial”, en Álamos et al., 2021 basada en CR², 2018; GIZ, 2017; IPCC, 2014. En primera instancia se obtiene una representación teórica del riesgo observado, donde cada parte de esta cadena está basada en evidencia científica. Luego para obtener una medición empírica es necesario la representación cuantitativa de las dimensiones que componen el riesgo, buscando variables que las representen y cumplan con los criterios establecidos para incluirlas en el índice de riesgo (ver *selección de variables*). Esto se realiza

mediante un análisis bibliográfico realizado en ISI-Web of science y Scopus. La figura 3 muestra cómo se configuraron las distintas variables respecto al riesgo seleccionado.

El riesgo en estudio se define como la “Disminución de Servicios Ecosistémicos de regulación y provisión de agua debido a los efectos del cambio climático”, Estos servicios que se sustentan en estructuras y procesos biofísicos, caracterizados en la cadena como exposición. Sobre ellos se desarrollan los impactos intermedios, donde las amenazas derivadas del cambio climático, mediadas por las variables de sensibilidad y resiliencia, determinan el impacto de las amenazas sobre los expuesto (CR², 2018). Por ejemplo, zonas con una mayor capacidad para retener humedad en el suelo son menos sensibles ante la amenaza de frecuencia de sequías y podrían sustentar de mejor manera los ecosistemas ante este fenómeno (Van Es et al., 2016; Bogardi, 2021).

En este documento, si bien la cadena de impacto teórica considera el concepto de resiliencia, esta dimensión del riesgo no se mide cuantitativamente, debido a los requerimientos en tiempo y recursos para medirlas. Por lo que, se consideraran para la operacionalización variables que caractericen la amenaza, exposición y sensibilidad.

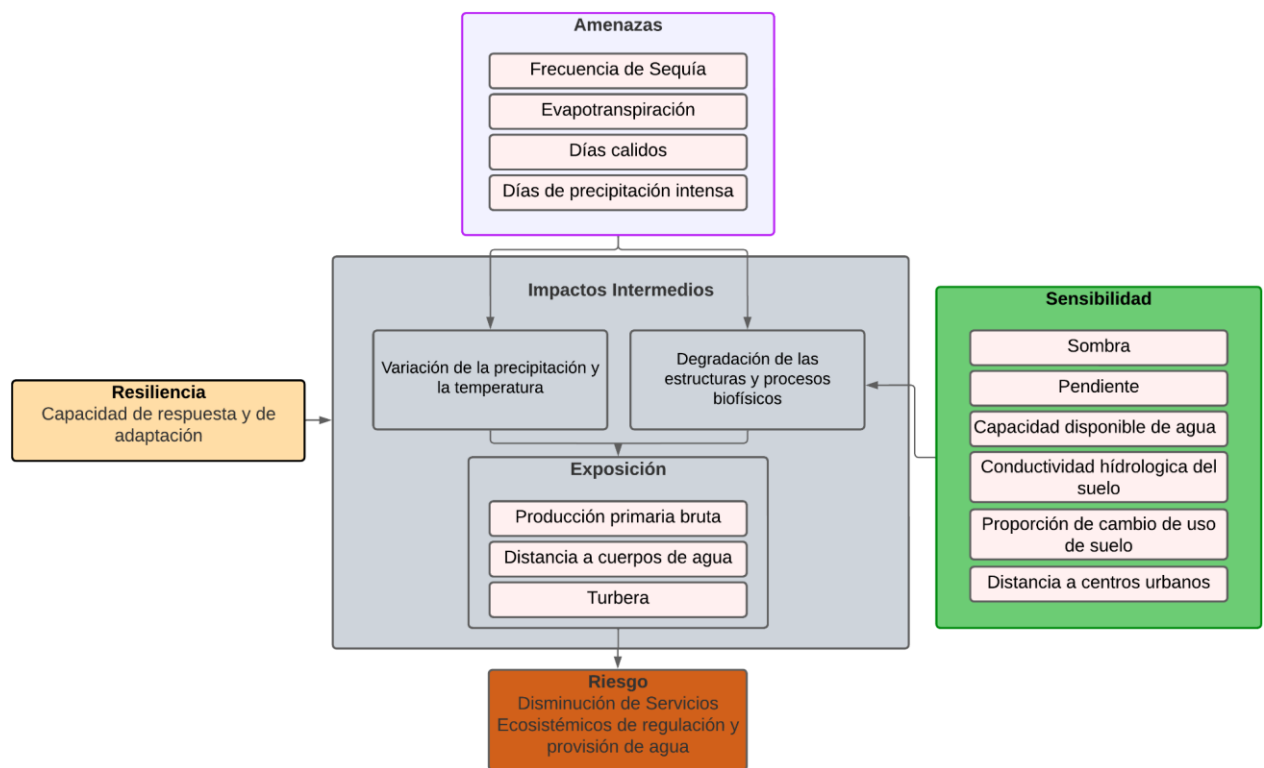


Figura 3. Cadena de impacto sobre los Servicios Ecosistémicos de regulación y provisión de agua. Elaboración propia.

Impact chain over the Ecosystem services of regulation and provision of water. Own elaboration.

Selección y procesamiento de variables. Para seleccionar las variables utilizadas en el índice compuesto de riesgo, se aplican dos criterios: (a) se identifican variables que tengan relación empírica con el fenómeno estudiado, respaldado por literatura científica; (b) se verifica que los datos de dichas variables cumplan con las condiciones técnicas para incluirlos en el índice, es decir, información espacial grillada y que exista espacial y temporalmente en el área de estudio.

La resolución espacial de trabajo se define en 100 metros, debido a que dicha escala logra representar de manera adecuada las diferencias topográficas, así como cambios posibles en los usos de suelo, además de ser un tamaño gestionable para aplicar soluciones basadas en la naturaleza a pequeña escala. El ajuste de la resolución espacial se realiza de forma particular según cada variable. La manipulación de esta información, la alineación de las capas, el cambio de resolución y la edición de datos espaciales se realizó utilizando el software QGIS 3.24. La manipulación de datos previa a la lógica difusa se realizó con los paquetes Numpy y Pandas en Python.

Las variables que cumplen con las condiciones metodológicas y fueron utilizadas para la elaboración del índice compuesto de riesgo, se listan en la tabla 1, en el Anexo A se detalla la justificación conceptual de cada variable, mientras que en el Anexo B se puede encontrar las estadísticas descriptivas de las variables en el área de estudio.

Tabla 1. Variables utilizadas en la elaboración del índice de riesgo compuesto.

Variables used in the elaboration of the composite risk index.

Dimensión del riesgo	Nombre variable	Fuente	Resolución espacial original	Unidad
Amenaza	Evapotranspiración	ARClim	5x5 km	mm/día
Amenaza	Días cálidos	ARClim	5x5 km	días
Amenaza	Frecuencia sequía	ARClim	5x5 km	adimensional
Amenaza	Días de precipitación muy intensa	ARClim	5x5 km	Días
Exposición	PPB (GPP)	MODIS17 USGS	500x500 m	kg C/m2 [anual]
Exposición	Distancia a cuerpos de agua	Elaboración propia	100x100 m	m
Exposición	Turberas	Ministerio del Medio Ambiente	100x100 m	adimensional
Sensibilidad	Mapa de sombra	DEM ALOS-PALSAR	12,5x12,5 m	adimensional
Sensibilidad	Pendiente	DEM ALOS-PALSAR	12,5x12,5 m	grados
Sensibilidad	Capacidad total disponible de agua (Total_AWC)	Galleuguillos et al., 2022	100x100 m	mm
Sensibilidad	Conductividad hidrologica del suelo (ksat)-CV	Galleuguillos et al., 2022	100x100 m	cm/day
Sensibilidad	Cambios en uso de suelo	Elaboración propia	27x27m	adimensional
Sensibilidad	Distancia a centros urbanos	Elaboración propia	100x100 m	m

Amenazas. Todas las amenazas provienen del Atlas de Riesgo Climático (ARClím) (Ministerio del Medio ambiente [MMA], 2020) y se seleccionaron en función de aquellas variables que pueden alterar las estructuras y funciones de los ecosistemas relativas a los servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua, así mismo cabe mencionar que algunas de estas variables afectan de forma directa algunos servicios ecosistémicos, como por ejemplo la amenaza de frecuencia de sequía afecta directamente el servicio de provisión de agua dulce. Estas variables son simulaciones climáticas y representan las condiciones medias para cada variable en el futuro cercano (2035-2065) bajo el escenario RCP8.5, utilizando el promedio para cada píxel entre 25 modelos globales. Su resolución abarca los 5x5 kilómetros y se encuentran en formato vectorial en la misma plataforma ARClím.

Exposición. Las variables utilizadas para caracterizar la exposición se obtuvieron de diferentes fuentes de información y tiene como objetivo identificar territorialmente procesos y estructuras relacionados con servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua. Algunas, como la presencia de turberas se catalogan de forma inmediata como de exposición alta, debido a la importancia de estas para la regulación del ciclo hidrológico, el almacenamiento y purificación de agua (Dominguéz & Vega-Valdés, 2015). Otras, como la producción primaria Bruta (PPB), sirven para estimar el vigor de la vegetación en una determinada área lo que se relaciona directamente con la capacidad de esta de otorgar servicios ecosistémicos. Por último, la distancia de la vegetación riparia con la purificación del agua y la protección de las cajas de ríos, quebradas y otros cuerpos de agua (Pert et al., 2010; Hunter et al., 2006; Hill, 1996; Alaniz et al., 2022).

Sensibilidad. Estas variables son utilizadas para representar que tan susceptibles son las estructuras y funciones de los ecosistemas (entendiéndose como los proveedores de servicios ecosistémicos) ante las amenazas analizadas. En este sentido, estas variables están condicionadas a la selección de variables de exposición y amenaza, ya que primero deben ser inherentes a los ecosistemas analizados y a su vez representan lo sensible de estos sistemas ante las amenazas contempladas (Urquiza y Billi, 2018).

Índice compuesto de riesgo. Para la agregación de las variables se utilizó lógica difusa (Zadeh, 1965), una metodología matemática que utiliza múltiples variables y les asigna valores entre 0 (completamente falso) y 1 (completamente verdadero) para una categoría definida, pudiendo asignar valores intermedios para representar incertidumbre o ambigüedad. Esta metodología puede lograr una estandarización de los distintos valores de los objetos espaciales (Espada et al., 2013), permitiendo la comparación de distintos niveles de sensibilidad, exposición y amenazas en el territorio (Araya-Muñoz et al., 2017). Todos los pasos de la lógica difusa se realizaron usando el paquete skfuzzy 2.0 en Python.

Primero se crearon las funciones de membresía para cada variable, las cuales se dividieron en 3 categorías; alta, media y baja. Este proceso se realizó mediante el uso de bibliografía para cuales estuviese disponible, consulta a expertos y análisis de la distribución de cada variable. Luego se realizó la superposición de variables, usando lógica difusa, hasta obtener un índice de amenaza, exposición y sensibilidad, finalmente se reiteró el proceso para obtener el índice de riesgo. En el Anexo C se pueden encontrar las funciones de membresía utilizadas.

Análisis factorial. Como último paso, se aplicó un Análisis Factorial exploratorio sobre el índice compuesto de riesgo con el objetivo de identificar aquellas variables que explican la mayor cantidad de varianza sobre dicho índice (Cuadras, 2014). Esto permite la identificación de las variables más significativas del riesgo y con eso poder elaborar políticas públicas focalizadas en ellas. Dos pruebas estadísticas se aplicaron para corroborar que la aplicación de un análisis factorial en los datos es posible: la prueba de Bartlett, que mide la esfericidad de los datos, y el test de Kaiser-Meyer-Olkin, el cual mide la proporción de varianza que puede ser causada por los factores subyacentes (IBM, 2023). Se considera un valor de 0,3 en las cargas factoriales para la inclusión de una variable en cada factor según lo indicado por Bandalos & Finney, 2010. Este análisis fue realizado utilizando el paquete de Python factor-analyzer 0.4.1.

IV. RESULTADOS

índice de riesgo compuesto. El área evaluada, es decir donde había información para todas las variables seleccionadas corresponde a 7.980 km² (798.026 celdas) de la isla grande de Chiloé. La tabla 2 da cuenta del porcentaje de área en tres categorías (bajo, medio y alto) para el riesgo y cada una de las dimensiones que lo componen. Se observa en el riesgo una predominancia marginal de la categoría ‘alto’, superando por un poco más de un punto porcentual a la categoría ‘medio’. Sin embargo, cabe destacar que los resultados de riesgo no es una respuesta lineal de la amenaza, exposición y sensibilidad, ya que el riesgo responde a el conjunto de reglas propuesto, las funciones de membresía y su combinación geográfica en el territorio.

Tabla 2. Porcentaje de área del riesgo y sus dimensiones en cada categoría.

Percentage of risk area and its dimensions in each category.

Índice	% bajo	% medio	% alto
Riesgo	26.1%	36.4%	37.5%
Amenaza	28.7%	54.5%	16.8%
Exposición	0.0%	71.8%	28.1%
Sensibilidad	48.3%	26.7%	25.0%

En la figura 4, que expresa espacialmente el riesgo, se observa un contraste entre la parte nor-oeste, donde se puede observar una predominancia de riesgo alto, frente a la parte sur-este de la isla grande de Chiloé donde se observa una predominancia de riesgo bajo. Esto se condice con antecedentes de ocupación de la isla: la parte norte ha tenido una mayor intervención antrópica, dada la proximidad a la principal entrada hacia la isla desde el continente por el canal de Chacao y donde se encuentran los centros urbanos más poblados. Por otro lado, la parte sur de la isla ha tenido una menor intervención durante su historia, por lo que su sensibilidad ligada a las acciones humanas es menor. Otro factor geográfico determinante en este índice es la cordillera de Piuchén, emplazada en la parte oeste de la isla desde el canal de Chacao al lago Cucao: esta cordillera presenta pendientes sensibles a la erosión del suelo y donde varios cuerpos de agua están

relacionados con esta formación geológica, como el río Chepu, la cuenca más grande de la isla.

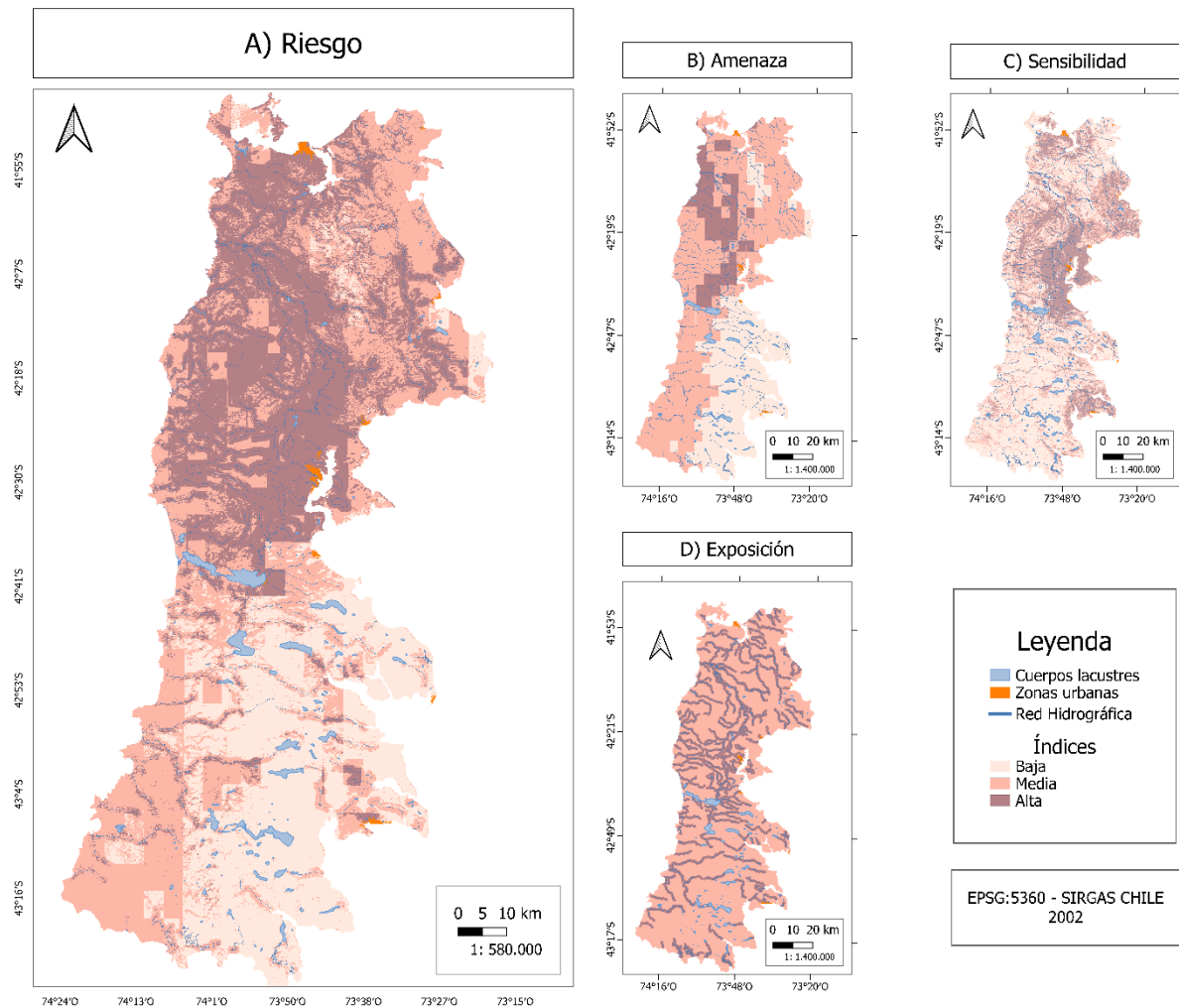


Figura 3. Índice de riesgo de los servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua dulce en la isla grande de Chiloé. (A) índice de riesgo, (B) Amenazas, (C) Sensibilidad y (D) Exposición. Elaboración propia

Risk index of the ecosystem services of freshwater provision and regulation on the large island of Chiloé, (A) Risk index, (B) Threats, (C) Sensivity and (D) Exposure. Own elaboration

Análisis factorial. El resultado de las pruebas estadísticas preliminares arrojó para la prueba de Bartlett un p-value de 0.0 y para la prueba de Kaiser-Meyer-Olkin un valor de 0.65, concluyendo que los datos son aptos para el análisis factorial. Luego de esto, el análisis factorial arrojó que son tres los factores que aportan una mayor cantidad de varianza al índice de riesgo. La tabla 3 indica las contribuciones únicas de cada variable a los tres factores definidos.

Tabla 3. Resultados análisis factorial.

Factor analysis results.

Variables	Factor		
	0	1	2
Evapotranspiración	0,231	0,662	0,132
Días cálidos	0,983	0,171	0,078
Frecuencia sequía	-0,791	0,003	0,052
Días de precipitación muy intensa	-0,275	0,826	-0,274
PPB (GPP)	-0,032	-0,026	0,015
Distancia a cuerpos de agua	0,148	-0,291	-0,090
Mapa de sombra	-0,017	-0,032	-0,010
Pendiente	0,194	0,495	-0,075
Cambios en uso de suelo	-0,128	-0,021	0,073
Distancia a centros urbanos	0,819	-0,107	-0,150
Capacidad total disponible de agua (AWC)	-0,116	0,523	0,494
Conductividad hidrológica del suelo (ksat)-CV	-0,069	0,007	0,350

De las variables, se seleccionaron para el primer factor; días cálidos y distancia a centros urbanos, el segundo; evapotranspiración, días de precipitación muy intensa, pendiente y capacidad total disponible de agua (AWC) y en el tercer factor la capacidad total disponible de agua (AWC) y Conductividad hidrológica del suelo (ksat)-CV. De este análisis destaca la preponderancia de las amenazas climáticas sobre el riesgo, factores que son poco manejables con políticas de índole local, pero que resaltan la importancia de la mitigación de estas en forma global. La distancia a centros urbanos también revela la importancia de conservar los ecosistemas adyacentes a las ciudades por su aporte a la disminución de inundaciones, la provisión de agua de los centros poblados y también el beneficio recreacional sobre las personas. Por último las variables de pendiente y de relación suelo-agua son fundamentales por su rol en la escorrentía y la potencialidad de ser resguardadas con soluciones basadas en la naturaleza (Asmamaw, 2017).

Es importante destacar que la dimensión de exposición presenta solo dos categorías, media y alta (tabla 2.), aportando en menor medida a la distinción de zonas más riesgos que otras en el territorio. Esto es avalado por el análisis factorial, no resultando ninguna variable de la dimensión de exposición con una carga factorial suficiente para ser incluido en algún factor. La inclusión del uso de suelo como variable de exposición puede ayudar a una mejor discriminación en cuanto a esta dimensión del riesgo, asumiendo que los usos de suelo de gran influencia antropogénica (urbanos y silvoagropecuarios) no son terrenos aportantes de servicios ecosistémicos de regulación o provisión de agua dulce, sin embargo, en este análisis el uso de suelo se incluyó como una variable de sensibilidad calculado como cambio de uso de suelo, variable que de todos modos tampoco supera el umbral del análisis factorial.

Sobre el desempeño espacial del índice, el 96% de la superficie de la isla grande de Chiloé tiene datos suficientes para el cálculo del índice de riesgo, lo que otorga validez desde el punto de vista de la representatividad territorial. Entregando información a una escala de 100 metros, escala que permite tomar decisiones a nivel de paisaje con gran detalle, por ejemplo, dentro de las comunas, unidad de análisis ampliamente utilizada en las estimaciones de riesgo (MMA, 2020; Araya-Muñoz et al., 2016)

V. DISCUSIÓN

El índice de riesgo resultante de este estudio, expresado en la tabla 2 indica que solo un 26.1% de la zona evaluada se encuentra con un bajo nivel de riesgo, en contraste un 37.5% del territorio esta con un nivel de riesgo alto, concentrado sobre todo en las áreas con mayor población de la Isla. La disminución de disponibilidad de agua ya se ha hecho presente en Chiloé, el 2021 se declaró zona de escasez hídrica a toda la provincia (Ministerio de Obras públicas [MOP], 2021), los efectos del cambio climático ya han sido percibido por sus habitantes reconociendo impactos de tipo ambientales y sociales, así como aumento de vulnerabilidad y conflictos socioambientales (Sapiains, 2019), como también en la comunidad científica vinculada al territorio (Frêne et al., 2022; Guerrero 2019).

En este contexto, es importante la consideración de soluciones basadas en la naturaleza para la mantención y recuperación de los servicios ecosistémicos ubicados en las áreas de mayor riesgo. Al contrario de las soluciones tradicionales en esta materia, que consideran grandes y costosas infraestructuras, con una alta demanda de recursos para su mantención (Keestra et al., 2018; Ramos et al., 2007; Miao et al., 2000), las soluciones basadas en la naturaleza aprovechan los ciclos y procesos naturales de la materia y energía, proveyendo propuestas más adecuadas a las condiciones locales y los cambios estacionales de los ecosistemas (Meli et al., 2014; Keestra et al., 2018; Krauzre & Wagner, 2019). De esta forma, también requieren menor mantención y control para su normal funcionamiento y otorgan otros beneficios adicionales, como la conservación de la biodiversidad y la salud de las personas (Hernández-Blanco et al., 2022; Ford et al., 2015; Hua et al., 2022). De todos modos, la aplicación de este tipo de soluciones debe ser específica para cada territorio, considerando aspectos sociales, ecológicos, de gobernanza y adaptación (White et al., 202; Eggermont et al., 2015; UICN, 2016; Hernández-Blanco et al., 2022). De no ser así, como ocurre con todo tipo de medida de adaptación, pueden traer una serie de consecuencia no deseadas, véase por ejemplo Hoyos- Santillan, 2021. Si bien el concepto de soluciones basadas en la naturaleza emerge dentro de la discusión para la adaptación el cambio climático, este tipo de intervenciones no son nuevas, en el mundo andino medidas de este estilo se utilizaron durante años en la época precolombina para la “siembra y cosecha de agua”, utilizando infraestructuras para retener, almacenar e infiltrar aguas-lluvias (Vivas, 2022). Otros ejemplos de esto son descritos en Martos-Rosillo et al., (2019), donde se mencionan las zanjas de infiltración de alta montaña y sus beneficios para la mantención del flujo base aguas abajo, así como el aumento de la biodiversidad en los ambientes circundantes a las zanjas de infiltración.

La inclusión de otras metodologías, en conjunto con la de ‘cadena de impacto’ empleada en este artículo pueden traer información valiosa sobre variables o procesos que en influyen en los procesos hidrológicos y desde ahí caracterizar variables de vulnerabilidad, como lo hecho por Sepúlveda et al., 2022. Por ejemplo, puede combinarse la metodología propuesta con técnicas de modelación hidrológica. Sin embargo, la falta de información sobre caudales y otras forzantes meteorológicas en la isla grande de Chiloé dificulta la realización de estos análisis. En contraste, la metodología propuesta en este texto tiene la ventaja de poderse aplicar con mayor facilidad en presencia de información limitada.

VI. CONCLUSIÓN

La inclusión de los Servicios Ecosistémicos en la planificación territorial trae consigo beneficios claves para enfrentar el cambio climático. En este sentido la valoración social e institucional es un paso clave para esta inclusión, así como el desarrollo de herramientas y metodologías que permitan identificar áreas y procesos clave para la mantención de estos servicios. En el área de estudio, tomando en cuenta el régimen de precipitaciones y la variación que sufrirá en los próximos años, cobra suma importancia la mantención de las estructuras que sostienen estos servicios, para asegurar una provisión de agua durante todo el año, con especial énfasis en las zonas que han sufrido mayor impacto por las actividades humanas y que también albergan la mayor cantidad de población. Este problema debe verse reflejado en las políticas y programas que regulan el uso y explotación del suelo, entendiendo de manera integral las distintas interacciones que se producen en las cuencas. En este sentido, la inclusión de soluciones basadas en la naturaleza emerge como una respuesta en línea con los desafíos del cambio climático, pero que encuentra obstáculos en el paradigma actual de manejo fragmentado del territorio y las consecuentes tensiones que esto provoca entre los usuarios “aguas arriba y aguas abajo”, por lo que nuevamente emerge la necesidad de una visión integrada de las cuencas para alcanzar la seguridad hídrica. En este contexto cabe destacar la importancia de considerar la complejidad de las interrelaciones que ocurren en los territorios, con una visión integral de los diferentes sistemas que los componen (sociales, técnicos y ecológicos) y que se deben ser considerados para adoptar caminos de adaptación viables, que puedan armonizar estas interrelaciones.

Este estudio utiliza una herramienta analítica que incluye las diferentes dimensiones del riesgo climático, así como una perspectiva socioambiental del territorio, en armonía con lo adoptado por la política pública para considerar el cambio climático en la toma de decisiones (véase Servicio de Evaluación Ambiental [SEA], 2023), siendo en este sentido un análisis que considera las actuales tendencias y marcos teóricos/prácticos para la gestión de medidas de adaptación al cambio climático con pertinencia territorial y coherencia institucional

En cuanto a la elaboración y operacionalizan del índice de riesgo, surge la necesidad de contar con mayor y más precisa información que permita tomar decisiones basadas en evidencia científica para la planificación territorial, incluyendo la elaboración de metodologías que puedan evaluar el comportamiento de las variables y sus puntos de inflexión, para entender los límites de los ecosistemas y sostener su resiliencia en el tiempo.

VII. BIBLIOGRAFIA

- Acreman, M., & Bullock, a. (2003). The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(3), 358–389.
- Álamos, N., Monsalve, T., Billi, M., Lefort, I., Allendes, A., Navea, J., Calvo, R., & Urquiza, A. (2021). Vulnerabilidad Hídrica Territorial : Marco Analítico Y Aplicaciones. Documento de Trabajo NEST-R3, N° 3. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/AGJ6P>
- Alaniz, A. J., Smith-Ramírez, C., Rendón-Funes, A., Hidalgo-Corrotea, C., Carvajal, M. A., Vergara, P. M., & Fuentes, N. (2022). Multiscale spatial analysis of headwater vulnerability in South-Central Chile reveals a high threat due to deforestation and climate change. *Science of the Total Environment*, 849(August). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157930>
- Alonso, C., Gardella, N. & Mascareño, A. (2020). Chiloé- Atlas. Visiones socioecológicas. Centro de Estudios Públicos (CEP). 11 pag.
- Alvarez-Garreton, C., Pablo Boisier, J., Garreaud, R., Seibert, J., & Vis, M. (2021). Progressive water deficits during multiyear droughts in basins with long hydrological memory in Chile. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(1), 429–446. <https://doi.org/10.5194/hess-25-429-2021>
- Araya-Muñoz, D., Metzger, M. J., Stuart, N., Wilson, A. M. W., & Carvajal, D. (2017). A spatial fuzzy logic approach to urban multi-hazard impact assessment in Concepción, Chile. *Science of the Total Environment*, 576, 508–519. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.077>
- Armesto, J. J., Manushevich, D., Mora, A., Smith-Ramirez, C., Rozzi, R., Abarzua, A., et al. (2010). From the Holocene to the Anthropocene: a historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* 27, 148–160. doi:10.1016/j.landusepol.2009.07.006
- Asare, E., Mantyka, C., Anderson, E., Belcher K., & Clark, R.. (2022). Evaluating ecosystem services for agricultural wetlands: a systematic review and meta-analysis. *Wetlands Ecology and Management*, 30(6), 1129–1149. <https://doi.org/10.1007/s11273-022-09857-5>
- Asmamaw, D.K. (2017). A critical review of the water balance and agronomic effects of conservation tillage under rain-fed agriculture in Ethiopia. *Land Degrad. Dev.* 28 (3), 843–855.
- Avila-Garcia, D., Morato, J., Perez-Maussan, A.I., Santillan-Carvantes, P., Alvarado, J., Comin, F.A., 2020. Impacts of alternative land-use policies on water ecosystem services in the Rio Grande de Comitán-Lagos de Montebello watershed, Mexico. *Ecosyst. Services* 45, 101179. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101179>.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J., Belausteguigotia, J.-C., Börkey, P., Cassar, A., Meadors, L., Saade, L., Siebentritt, M., Stein, R., Tognetti, S., Tortajada, C., Allan, T., Bauer, C., Bruch, C., Guimaraes-Pereira, A., Kendall, M., Kiersch, B., Landry, C., Rodriguez, E. M., ... Rijsberman, F. (2005). Freshwater Ecosystem Services. *Ecosystems and Human Well-Being:*

- Current State and Trends, 213–255.
<http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=QYJSziDfTjEC&oi=fnd∓pg=PA195&dq=Freshwater+Ecosystem+Services&ots=YewIPMzTzi&sig=UuEYLp3QAzdVhnDIvak0UrdLyG8>
- Bandalos, D. L., y Finney, S. J. (2010). Factor Analysis: Exploratory and Confirmatory. En G. R. Hancock y R. O. Mueller (eds.), *Reviewer’s guide to quantitative methods*. Nueva York: Routledge
- Benra, F., De Frutos, A., Gaglio, M., Álvarez-Garretón, C., Felipe-Lucia, M., & Bonn, A. (2021). Mapping water ecosystem services: Evaluating InVEST model predictions in data scarce regions. *Environmental Modelling and Software*, 138(February).
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.104982>
- Biblioteca del Congreso Nacional (BCN). (2018). Mapas vectoriales. Recuperado el 21 de marzo de 2022 de https://www.bcn.cl/siit/mapas_vectoriales/index_html.
- Bogardi, J. J. (2021). Handbook of Water Resources Management: Discourses, Concepts and Examples. In *Handbook of Water Resources Management: Discourses, Concepts and Examples*. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-60147-8>
- Bracken, L.J., Turnbull, L., Wainwright, J., Bogaart, P., (2015). Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. *Earth Surf. Process. Landf.*40 (2),177–188.
- Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., & Dendoncker, N. (2017). How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecological Indicators*, 72, 675–685.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Bruijnzeel, L.A., 2004. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>.
- Carvalho-Santos, C., Honrado, J. P., & Hein, L. (2014). Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecological Complexity*, 20, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.09.001>
- Casagrande, E., Recanati, F., Rulli, M. C., Bevacqua, D., & Melià, P. (2021). Water balance partitioning for ecosystem service assessment. A case study in the Amazon. *Ecological Indicators*, 121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107155>
- Centro de Información de Recursos Naturales [CIREN] (2002). Estudio Agrológico X Región, Descripciones de suelos, Materiales y Símbolos. Santiago: CIREN.
- Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia [(CR)2]. 2018. Marco de Evaluación de la vulnerabilidad.30p. http://www.cr2.cl/wp-content/uploads/2019/06/MARCO_VULNERABILIDAD_CR2_2018.pdf

- Chaudhuri, A. S., Singh, P., Verma, P., & Rai, S. C. (2021). Computation of groundwater recharge prospect in urban environment for sustainable water security. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(7). <https://doi.org/10.1007/s12517-021-06904-y>
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cuadras, C. (2014). *Nuevos Métodos de Análisis Multivariante*. CMC ediciones. Barcelona, España.
- Díaz, M., Bigelow, S., and Armesto, J. J. (2007). Alteration of hydrologic cycle due to forest clearing and its consequences for rainforest succession. *Forest Ecol. Manag.* 244, 32–40. doi:10.1016/j.foreco.2007.03.030
- Domínguez, E. & D. Vega-Valdés (eds.). 2015. *Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas en Magallanes*. Colección de libros INIA N° 33. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Kampenaike. Punta Arenas, Chile. 334 pp.
- Edeh, I. G., Mašek, O., & Buss, W. (2020). A meta-analysis on biochar's effects on soil water properties – New insights and future research challenges. *Science of the Total Environment*, 714. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136857>
- El Kateb, H., Zhang, H., Zhang, P., & Mosandl, R. (2013). Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. *Catena*, 105, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.12.012>
- Espada, R., Apan, A., & McDougall, K. (2013). Using spatial modelling to develop flood risk and climate adaptation capacity metrics for assessing urban community and critical electricity infrastructure vulnerability. *Proceedings - 20th International Congress on Modelling and Simulation, MODSIM 2013*, 2304–2310.
- Fan, M., & Shibata, H. (2014). Spatial and temporal analysis of hydrological provision ecosystem services for watershed conservation planning of water resources. *Water Resources Management*, 28(11), 3619–3636. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0691-2>
- Ferrando, F. 1998. *Carta de riesgos naturales remoción en masa*. Universidad de Chile. Departamento de Investigación y Desarrollo. Proyecto OTAS.
- Ford, A. E. S., Graham, H., & White, P. C. L. (2015). Integrating Human and Ecosystem Health Through Ecosystem Services Frameworks. *EcoHealth*, 12(4), 660–671. <https://doi.org/10.1007/s10393-015-1041-4>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

- Francesconi, W., Srinivasan, R., Perez-Minana, E., Willcock, S. P., & Quintero, M. (2016). Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 535, 625–636. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.034>
- Franco-Torres, M., Kvålshaugen, R., & Ugarelli, R. M. (2021). Understanding the governance of urban water services from an institutional logics perspective. *Utilities Policy*, 68(February 2020), 101159. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2020.101159>
- Frêne, C., Núñez-Ávila, M., Castro, B., & Armesto, J. J. (2022). Seasonal Partitioning of Rainfall in Second-Growth Evergreen Temperate Rainforests in Chiloé Island, Southern Chile. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4(January), 1–8. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.781663>
- Fryar, A. E., & Mukherjee, A. (2021). Groundwater Hydrogeology. In *Encyclopedia of Geology* (2nd ed.). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.12115-3>
- Fowler, K., Knoben, W., Peel, M., Peterson, T., Ryu, D., Saft, M., Seo, K. W., & Western, A. (2020). Many Commonly Used Rainfall-Runoff Models Lack Long, Slow Dynamics: Implications for Runoff Projections, *Water Resour. Res.*, 56, 1–27, <https://doi.org/10.1029/2019WR025286>
- Galleguillos, M., Dinamarca, D., Seguel, O. & Faundez, C. (2022). CLSoilMaps: A national soil gridded product for Chile [Data set]. In *Earth Science System Data* (Version V1). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7464210>
- Galleguillos, M., Gimeno, F., Dinamarca, D. (2023) Cobertura de uso de suelo entre 1990 y 2018 [Data set]. En preparación.
- GIZ & EURAC. (2017). Risk Supplement to the Vulnerability Sourcebook. http://www.adaptationcommunity.net/wp-content/uploads/2017/10/GIZ-2017_Risk-Supplement-to-the-Vulnerability-Sourcebook.pdf
- Gleick, P. H. (1996). Basic water requirements for human activities: Meeting basic needs. *Water International*, 21(2), 83–92. <https://doi.org/10.1080/02508069608686494>
- Gonzalez-Reyes, A., Jacques-Coper, M. & Muñoz, A. (2021). Seasonal precipitation in south-central Chile: Trends in extreme events since 1900. *Atmósfera*, vol. 34, no. 4, pp. 371-384, 2021.
- Gouveia, A., Freitas, H. (2008). Intraspecific competition and water use efficiency in *Quercus suber*: evidence of an optimum tree density? *Trees* 22, 521–530.
- Guerrero Gatica, M., Manushevich, D., & Armesto, J. J. (2019). Local management practices in watersheds of northern Chiloé island. integrating effects on soil physical properties related to water storage. *Tesis de Magister En Ciencias Biológicas, Universidad de Chile*.

- Gutiérrez, J.M., R.G. Jones, G.T. Narisma, L.M. Alves, M. Amjad, I.V. Gorodetskaya, M. Grose, N.A.B. Klutse, S. Krakovska, J. Li, D. Martínez-Castro, L.O. Mearns, S.H. Mernild, T. Ngo-Duc, B. van den Hurk, and J.-H. Yoon, 2021: Atlas. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., 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, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. Interactive Atlas available from Available from <http://interactive-atlas.ipcc.ch/>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). CICES V5. 1. Guidance on the Application of the Revised Structure. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*, January, 53. <https://cices.eu/resources/>
- Hanisch, M., Schweiger, O., Cord, A.F., Volk, M., Knapp, S., 2020. Plant functional traits shape multiple ecosystem services, their trade-offs and synergies in grasslands. *J. Appl. Ecol.* 57, 1535-1550.
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34(April 2019), 100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>
- Hernández-Blanco, M., Costanza, R., Chen, H., deGroot, D., Jarvis, D., Kubiszewski, I., Montoya, J., Sangha, K., Stoeckl, N., Turner, K., & van 't Hoff, V. (2022). Ecosystem health, ecosystem services, and the well-being of humans and the rest of nature. *Global Change Biology*, 28(17), 5027–5040. <https://doi.org/10.1111/gcb.16281>
- Hoyos-Santillan, J., Miranda, A., Lara, A., Sepulveda-Jauregui, A., Zamorano-Elgueta, C., Gómez-González, S., Vásquez-Lavín, F., Garreaud, R. D., & Rojas, M. (2021). Diversifying Chile's climate action away from industrial plantations. *Environmental Science and Policy*, 124(June), 85–89. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.06.013>
- Hill, A.R., 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality* 25, 743–755.
- Hodnebrog, Steensen, B. M., Marelle, L., Alterskjær, K., Dalsøren, S. B., & Myhre, G. (2022). Understanding model diversity in future precipitation projections for South America. *Climate Dynamics*, 58(5–6), 1329–1347. <https://doi.org/10.1007/s00382-021-05964-w>
- Hua, F., Adrian Bruijnzeel, L., Meli, P., Martin, P. A., Zhang, J., Nakagawa, S., Miao, X., Wang, W., McEvoy, C., Peña-Arancibia, J. L., Brancalion, P. H. S., Smith, P., Edwards, D. P., & Balmford, A. (2022). The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. *Science*, 376(6595), 839–844. <https://doi.org/10.1126/science.abl4649>
- Hunter, H., Fellows, C., Rassam, D., DeHayr, R., Pagendam, D., Conway, C., Bloesch, P., Beard, N., 2006. *Managing Riparian Lands to Improve Water Quality: Optimising Nitrate Removal*

via Denitrification. Cooperative Research Centre for Coastal Zone, Estuary and Waterway Management (Coastal CRC).

- Hughes, R., & Millennium Ecosystem Assessment. (2003). MA Conceptual Framework. Millennium Ecosystem Assessment, *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*, 5, 25–36. http://www.journals.cambridge.org/abstract_S1368980003000806
- IBM. (2023). Prueba de KMO y Bartlett. Disponible en: <https://www.ibm.com/docs/es/spss-statistics/29.0.0?topic=detection-kmo-bartletts-test>
- Instituto Nacional de Estadísticas (INE). (2017). Resultados comunales del censo 2017. Visitado el 13 de enero de 2021. Disponible en: <http://www.censo2017.cl/descargue-aqui-resultados-de-comunas/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2021). “Climate change 2021: the physical science basis,” in Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, eds V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, et al. (Cambridge: Cambridge University Press). doi: 10.1007/s10584-021- 03233-7
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2019). Resumen para responsables de políticas. En: *El cambio climático y la tierra: Informe especial del IPCC sobre el cambio climático, la desertificación, la degradación de las tierras, la gestión sostenible de las tierras, la seguridad alimentaria y los flujos de gases de efecto invernadero en los ecosistemas terrestres* [P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley (eds.)]. En prensa
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2014). Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resúmenes, preguntas frecuentes y recuadros multi capítulos. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea y L.L. White (eds.)]. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra (Suiza), 200 págs.
- Jackson, B., Masante, D., Thomas, A., Jackson, B., Cosby, B., Emmett, B., & Jones, L. (2017). Comparing strengths and weaknesses of three ecosystem services modelling tools in a diverse UK river catchment. *Science of the Total Environment*, 584–585, 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.160>
- Jiménez Cisneros, B. E., Oki, T., Arnell, N. W., Benito, G., Cogley, J. G., Döll, P., Jiang, T., Mwakalila, S. S., Kundzewicz, Z., & Nishijima, A. (2015). Freshwater resources. *Climate Change 2014 Impacts, Adaptation and Vulnerability: Part A: Global and Sectoral Aspects*, 229–270. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415379.008>

- Jones, J., Ellison, D., Ferraz, S., Lara, A., Wei, X., & Zhang, Z. (2022). Forest restoration and hydrology. *Forest Ecology and Management*, 520(May), 120342. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120342>
- Keller, T., Sandin, M., Colombi, T., Horn, R., & Or, D. (2019). Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. *Soil and Tillage Research*, 194(June), 104293. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104293>
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., & Cerdà, A. (2018). The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610–611, 997–1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>
- Kirkham, M.B., 2005. Water movement in saturated soil. *Principles of Soil and Plant Water Relations*. Academic Press, pp. 85–100. <https://doi.org/10.1016/B978-012409751-3/50007-4>.
- Koppen, W. & Geiger, R. (1936) Das Geographische System der Klimate. In: Koppen, W. and Geiger, R., Eds., *Handbuch der Klimatologie*, Verlag Gebrüder Borntrager, Berlin (DE)
- Li, D., Cao, W., Dou, Y., Wu, S., Liu, J., & Li, S. (2022). Non-linear effects of natural and anthropogenic drivers on ecosystem services: Integrating thresholds into conservation planning. *Journal of Environmental Management*, 321(April), 116047. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116047>
- Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kummu, M., Flörke, M., Pfister, S., Hanasaki, N., Wada, Y., Zhang, X., Zheng, C., Alcamo, J., & Oki, T. (2017). Water scarcity assessments in the past, present, and future. *Earth's Future*, 5(6), 545–559. <https://doi.org/10.1002/2016EF000518>
- Lü, D., & Lü, Y. (2021). Spatiotemporal variability of water ecosystem services can be effectively quantified by a composite indicator approach. *Ecological Indicators*, 130(July), 0–5. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108061>
- Luebert, F. & Plischoff, P. (2017). Pisos vegetacionales de Chile. Ministerio de Bienes Nacionales, Infraestructura de datos geoespaciales. Recuperado el 23 de marzo de 2023 desde: <https://www.ide.cl/index.php/flora-y-fauna/item/1524-pisos-vegetacionales-luebert-plischoff-2017>
- Martos-Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., González-Ramón, A., Mediavilla, R., Martín-Civantos, J. M., Martínez-Moreno, F. J., Jódar, J., Marín-Lechado, C., Medialdea, A., Galindo-Zaldívar, J., Pedrera, A., & Durán, J. J. (2019). The oldest managed aquifer recharge system in Europe: New insights from the Espino recharge channel (Sierra Nevada, southern Spain). *Journal of Hydrology*, 578(August), 124047. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124047>
- Meli, P., Benayas, J. M. R., Balvanera, P., & Ramos, M. M. (2014). Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: A meta-analysis. *PLoS ONE*, 9(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093507>

- Miao, Z.W., Bai, Z.K., Gao, L. (2000). Ecological rebuilding and land reclamation in surface mines in Shanxi Province, China. *J. Environ. Sci.* 12 (4), 486–497.
- Ministerio del Medio Ambiente [MMA]. (2020). Atlas de Riesgo Climático, Arclim. <https://arclim.mma.gob.cl/>
- Museo Municipal de Castro. (2017). Chiloé y su territorio. <https://www.museodecastro.cl/single-post/2017/01/20/Chilo%C3%A9-y-su-territorio>
- Nearing, M.A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., Le Bissonnais, Y., Nichols, M.H., Nunes, J.P., Renschler, C.S., Souchère, V., van Oost, K., (2005). Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena* 61, 131–154.
- Nedkov, S., Campagne, S., Borisova, B., Krpec, P., Prodanova, H., Kokkoris, I. P., Hristova, D., Le Clec'h, S., Santos-Martin, F., Burkhard, B., Bekri, E. S., Stoycheva, V., Bruzón, A. G., & Dimopoulos, P. (2022). Modeling water regulation ecosystem services: A review in the context of ecosystem accounting. *Ecosystem Services*, 56(May 2021). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101458>
- Parsons, A.J., Bracken, L., Peoppl, R., Wainwright, J., Keesstra, S.D. (2015). Editorial: introduction to special issue on connectivity in water and sediment dynamics. *Earth Surf. Process. Landf.* 40 (9):1275–1277. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3714>.
- Pert, P. L., Butler, J. R. A., Brodie, J. E., Bruce, C., Honzák, M., Metcalfe, D., Mitchell, D., & Wong, G. (2010). A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the Wet Tropics, Australia. *Ecological Complexity*, 7(3), 378–388. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.05.002>
- Ramírez, E., Modrego, F., Yáñez, R., Mace, J. (2010). “Dinámicas Territoriales de Chiloé. Del Crecimiento Económico al Desarrollo Sostenible”. Documento de Trabajo N° 86. Programa Dinámicas Territoriales Rurales. Rimisp, Santiago, Chile.
- Ramos, M.C., Cots-Folch, R., Martínez-Casasnovas, J.A., 2007. Sustainability of modern land terracing for vineyard plantation in a Mediterranean mountain environment—the case of the Priorat region (NE Spain). *Geomorphology* 86 (1), 1–11.
- Running, S., Mu, Q., Zhao, M. (2015). MOD17A2H MODIS/Terra Gross Primary Productivity 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Accessed 2023-03-17 from <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD17A2H.006>
- Sarricolea P., MJ. Herrera, O. Meseguer-Ruiz. (2017). Climatic regionalization of continental Chile. *Journal of Maps* 13(2)66-73.
- Scott, C. A., Zilio, M. I., Harmon, T., Zuniga-Teran, A., Díaz-Caravantes, R., Hoyos, N., Perillo, G. M. E., Meza, F., Varady, R. G., Neto, A. R., Velez, M. I., Martín, F., Escobar, J., Piccolo, M. C., Mussetta, P., Montenegro, S., Rusak, J. A., & Pineda, N. (2021). Do ecosystem insecurity and social vulnerability lead to failure of water security? *Environmental Development*, 38(January 2020), 100606. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100606>

- Sepúlveda, U. M., Mendoza, P. A., Mizukami, N., & Newman, A. J. (2022). Revisiting parameter sensitivities in the variable infiltration capacity model across a hydroclimatic gradient. *Hydrology and Earth System Sciences*, 26(13), 3419–3445. <https://doi.org/10.5194/hess-26-3419-2022>
- Shackelford, C. (2013). *Geoenvironmental Engineering*. Colorado State University, Fort Collins, USA.
- Smakhtin, V. (2001). Smakhtin 2010- Low flow hydrology.pdf. *Journal of Hydrology* *Journal of Hydrology*, 240, 147–186.
- Smith-Ramírez, C., Grez, A., Galleguillos, M., Cerda, C., Ocampo-Melgar, A., Miranda, M. D., Muñoz, A. A., Rendón-Funes, A., Díaz, I., Cifuentes, C., Alaniz, A., Seguel, O., Ovalle, J., Montenegro, G., Saldes-Cortés, A., Martínez-Harms, M. J., Armesto, J. J., & Vita, A. (2023). Ecosystem services of Chilean sclerophyllous forests and shrublands on the verge of collapse: A review. *Journal of Arid Environments*, 211(November 2022). <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104927>
- Tague, C.L., Moritz, M., Hanan, E., 2019. The changing water cycle: the eco-hydrologic impacts of forest density reduction in Mediterranean (seasonally dry) regions. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 6, e1350. <https://doi.org/10.1002/wat2.1350>.
- Técher, D., & Berthier, E. (2023). Supporting evidences for vegetation-enhanced stormwater infiltration in bioretention systems: a comprehensive review. *Environmental Science and Pollution Research*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25333-w>
- Thomas, A., Masante, D., Jackson, B., Cosby, B., Emmett, B., Jones, L., 2020. Fragmentation and thresholds in hydrological flow-based ecosystem services. *Ecol. Appl.* 30 (2) <https://doi.org/10.1002/eap.v30.210.1002/eap.2046>.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) (2016). Resolución 69 sobre la Definición de soluciones basadas en la naturaleza (WCC-2016-Res-069). Resoluciones, Recomendaciones y otras decisiones de la UICN. 6-10 de septiembre de 2016. Congreso Mundial de la Naturaleza, Honolulu, Hawai'i, Estados Unidos. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/resrecfiles/WCC_2016_RES_069_ES.pdf
- Urquiza, A., & Billi, M. (2020). Water markets and social–ecological resilience to water stress in the context of climate change: an analysis of the Limarí Basin, Chile. *Environment, Development and Sustainability*, 22(3), 1929–1951. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0271-3>
- Van Es, H., Schindelbeck, R., Ristow, A., Kurtz, K. & Fennell, L. (2016). Available Water Capacity. Soil Health Manual Series, Fact Sheet Number 16-05. Cornell University, School of Integrative Plant Sciences. 2p.
- Van Loon, A. F., Rangelcroft, S., Coxon, G., Werner, M., Wanders, N., Di Baldassarre, G., Tjardeman, E., Bosman, M., Gleeson, T., Nauditt, A., Aghakouchak, A., Breña-Naranjo, J. A., Cenobio-Cruz, O., Costa, A. C., Fendekova, M., Jewitt, G., Kingston, D. G., Loft, J., Mager, S. M., ... Van Lanen, H. A. J. (2022). Streamflow droughts aggravated by human activities despite

- management. *Environmental Research Letters*, 17(4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac5def>
- Van Loon, A. F., & Laaha, G. (2015). Hydrological drought severity explained by climate and catchment characteristics. *Journal of Hydrology*, 526, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.059>
- Viale, M., Bianchi, E., Cara, L., Ruiz, L. E., Villalba, R., Pitte, P., Masiokas, M., Rivera, J., & Zalazar, L. (2019). Contrasting climates at both sides of the Andes in Argentina and Chile. *Frontiers in Environmental Science*, 7(May), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00069>
- Vigiak, O., Malagó, A., Bouraoui, F., Grizzetti, B., Weissteiner, C. J., & Pastori, M. (2016). Impact of current riparian land on sediment retention in the Danube River Basin. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 8, 30–49. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.08.001>
- Vivas, D. (2022). Siembra y cosecha de agua. Crianza del paisaje andino a través de infraestructura natural para la seguridad hídrica. *Arquitecturas vivas, Decolonizar*. Vol 110. 72-83
- Zadeh, L. A. (1965). Fuzzy sets. *Information and Control*, 8(3), 338–353. [https://doi.org/10.1016/S0019-9958\(65\)90241-X](https://doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X)

VIII. ANEXOS

Anexo A.

Amenazas. Todas las amenazas provienen del Atlas de Riesgo Climático (Arclim) (MMA, 2020) y se seleccionaron en función de aquellas variables que pueden alterar las estructuras y funciones de los ecosistemas relativas a los servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua, así mismo cabe mencionar que algunas de estas variables afectan de forma directa algunos servicios ecosistémicos, como por ejemplo la amenaza de frecuencia de sequía afecta directamente el servicio de provisión de agua dulce.

Evapotranspiración potencial: Calculado usando el método Penman-Montieh (FAO 56) (MMA, 2020). Expresado en [mm/día].

Días Cálidos: Número de días en que la temperatura supera el umbral del percentil 90 de la temperatura diaria entre 1980 a 2010 (MMA, 2020). Expresado en [días/año].

Frecuencia de Sequía: Frecuencia de periodos en que la precipitación acumulada es menor al 75% de la precipitación acumulada en el mismo periodo considerando como referencia los datos entre 1980 a 2010 (MMA, 2020). Adimensional, número de veces que se cumple la condición en el periodo.

Días de precipitación muy intensa: Número de días donde la precipitación diaria supera los 20 mm (MMA, 2020). Expresado en [días/año].

Estas variables son simulaciones climáticas y representan las condiciones medias para cada variable en el futuro cercano (2035-2065) bajo el escenario RCP8.5. Su resolución abarca los 5x5 kilómetros y se encuentran en formato vectorial en la misma plataforma ARCLim.

Exposición. Las variables utilizadas para caracterizar la exposición se obtuvieron de diferentes fuentes de información y tiene como objetivo identificar territorialmente procesos y estructuras relacionados con servicios ecosistémicos de provisión y regulación de agua. Algunas como la presencia de turberas se catalogan de forma inmediata como de exposición alta, debido a la importancia de estas para la regulación del ciclo hidrológico, el almacenamiento y purificación de agua (Dominguez & Vega-Valdés, 2015). Otras como la producción primaria Bruta (PPB) sirven para estimar el vigor de la vegetación en una determinada área lo que se relaciona directamente con la capacidad de esta de otorgar SE. Por último, la distancia de la vegetación riparia con la purificación del agua y la protección de las cajas de ríos, quebradas y otros cuerpos de agua (Pert et al., 2010; Hunter et al., 2006; Hill, 1996).

Producción Primaria Bruta: Corresponde al total de energía fijada por los ecosistemas por la fotosíntesis de las plantas, sin descontar la energía utilizada por respiración (Running & Zhao, 2015). Esta variable se utiliza para caracterizar la vigorosidad de la vegetación y ya ha sido utilizada en estudios de SE de regulación de agua (Lü & Lü, 2021). Se expresa en [kg C/m²].

Distancia a cuerpos de agua: Es la distancia en metros desde el punto medio de la celda hasta el cuerpo de agua más cercano. Los cuerpos de agua utilizados como referencia son los oficiales a disposición en la Biblioteca del Congreso Nacional (BCN, 2018) como “Masas de agua: polígono de lagos, lagunas, hielos y otros” y “Red hidrográfica: polilíneas de los drenes de todo Chile”. La importancia de este parámetro radica en que la vegetación riparia (adyacente a los cuerpos de agua) ofrece varios SE de regulación hidrológica, como la extracción de hasta el 90% del nitrato del agua subterránea que fluye a través de ella hacia el cuerpo de agua (Hill, 1996; Hunter et al., 2006), estabilización de sedimentos impidiendo que el suelo llegue al cuerpo de agua y regulación de la temperatura de los cuerpos de agua (Pert et al., 2010; Vigiak et al., 2016; Jones et al., 2022). Este tipo de vegetación en las cabeceras de las cuencas, son en el factor más determinante para la calidad de agua en la cuenca (Alaniz et al., 2022). Expresado en [m].

Turberas: Las turberas son humedales con gran importancia en el ciclo hidrológico, ya que pueden almacenar una gran cantidad de agua siendo importantes en la recarga de agua subterránea, la mantención del flujo base, el purifica miento del agua y contención de inundaciones (Bullock & Acreman, 2003; Domínguez & Vega-Valdés, 2015). Adimensional presencia o ausencia.

Sensibilidad. Estas variables son las utilizadas para representar que tan susceptibles son las estructuras y funciones de los ecosistemas (entendiéndose como los proveedores de servicios ecosistémicos) ante las amenazas analizadas. En este sentido, estas variables están condicionadas a la selección de variables de exposición y amenaza. Ya que primero deben ser inherentes a los ecosistemas analizados y a su vez representan lo sensible de estos sistemas ante las amenazas contempladas (Urquiza y Billi, 2018).

Sombra: Es el nivel de exposición de la celda correspondiente a la luz solar, calculada para el 21 de diciembre a las 12:00 hrs. Este parámetro tiene directa relación a la sensibilidad de la zona caracterizada para amenazas como el aumento de la evapotranspiración y los días cálidos. Se obtiene a partir del modelo digital de elevación (DEM, por sus siglas en inglés) Alos Palsar para la región de los Lagos (CIREN, 2019) y luego con el algoritmo “Mapa de sombras” de QGIS 3.24. Adimensional, donde 0 es completa sombra y 255 es completo sol.

Pendiente: Es la inclinación promedio de la celda correspondiente, la pendiente tiene injerencia en el ciclo hidrológico (Chaudhuri et al., 2021; Smakhtin, 2001; Van Loon & Laaha, 2014; Jones et al., 2022), el suelo y la vegetación (Ferrando, 1998; Nearing et al., 2005; Kateb et al., 2013) y en general en la evaluación de SE relacionados al agua (Benra et al., 2021; Lü & Lü, 2021). Se obtiene a partir del modelo digital de elevación (DEM, por sus siglas en inglés) Alos Palsar para la región de los Lagos (CIREN, 2019) y luego con el algoritmo “Pendiente” de QGIS 3.24. Se expresa en grados [°].

Capacidad de agua disponible: Es un indicador de la cantidad de agua que puede albergar el suelo y que puede ser utilizada por las plantas, determinando la capacidad del suelo para abastecer de agua a la vegetación durante sequías (Van Es et al., 2016; Bogardi, 2021). Esta información se obtiene de Galleguillos et al., 2022, utilizándose los valores hasta los 60 cm, considerando la presencia promedio de la capa impermeable en los suelos presentes en el área de estudio (Frêne et al., 2022; Díaz et al., 2007). Se expresa en [mm].

Conductividad hidráulica del suelo saturado (Ksat): Es la permeabilidad de un medio poroso (suelo) para el flujo de algún líquido, expresado en distancia por unidad de tiempo (Fryar &

Mukherjee, 2021; Shackelford, 2013). En este caso agua y cuando ya se encuentra saturado de esta, es una variable importante para el drenaje, la recarga de aguas subterráneas, inundaciones, erosión del suelo y flujo de contaminantes (Edeh et al., 2020; Kirkham, 2005), afectando la proporción de agua infiltrada y la escorrentía (Keller et al., 2019). Se expresa en [cm/día]. Para incorporar la variación de la conductividad hídrica del suelo saturado entre las distintas capas del suelo, se utilizó el coeficiente de variación, el cual se calculó considerando los valores hasta los 60 cm, considerando la presencia promedio de la capa impermeable en los suelos presentes en el área de estudio (Frêne et al., 2022; Díaz et al., 2007), siendo el resultado adimensional.

Cambios uso de suelo: Proporción de superficie que cambió desde un uso de suelo natural a uno artificial, entre 1999 y 2018, utilizando los usos de suelo de Galleguillos et al., 2023. Esta variable se utiliza como representación de la intervención antrópica en el territorio, entendiendo que estas intervenciones afectan las estructuras y funciones de los ecosistemas y por ende de los servicios ecosistémicos (Foley et al., 2005; Cisneros et al., 2015), siendo un factor continuamente relacionado con la sequía (Van Loon et al., 2021). Es adimensional con valores entre 0 y 1.

Distancia a centros urbanos: Refiere a la distancia media de la celda con los centros urbanos presentes en el territorio, estos centros fueron obtenidos de BCN, 2018. De forma similar al cambio de uso de suelo, esta variable se utiliza como una aproximación a la intervención humana sobre los ecosistemas, en el contexto que aquellas áreas aledañas a las ciudades tienen una mayor presión por fragmentación del hábitat, contaminación, pérdida de biodiversidad y uso de los recursos (Alberti, 2005; Li et al., 2022) lo que supone una mayor sensibilidad ante la variabilidad climática futura. Otro aspecto para considerar es que una mayor cercanía a los centros urbanos presume un mayor uso de los servicios ecosistémicos, considerándose estas áreas más sensibles al entregar mayor cantidad de ellos. Se mide en [m].

Anexo B

Estadísticas descriptivas (tabla 4) e histogramas (figura 5) de las variables en el área de estudio.

Tabla 4. Estadísticas descriptivas de las variables utilizadas para el índice de riesgo.

Descriptive statistics of the variables used for the risk index.

Dimensión del riesgo	Nombre variable	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	0.25	0.5	0.75	Máximo
Amenaza	Evapotranspiración	1.63	0.20	1.18	1.48	1.60	1.76	2.23
Amenaza	Días cálidos	36.73	2.90	30.57	34.77	36.82	38.33	46.10
Amenaza	Frecuencia sequía	5.72	2.45	3.33	3.33	6.67	6.67	10.00
Amenaza	Días de precipitación muy intensa	18.10	8.42	6.23	11.77	14.13	22.63	42.03
Exposición	Producción primaria bruta (GPP)	0.12	0.20	0.01	0.10	0.10	0.11	3.28
Exposición	Distancia a cuerpos de agua	1665.95	1561.40	0.00	509.87	1204.08	2308.52	11919.32
Exposición	Turberas	-	-	0.00	-	-	-	1.00
Sensibilidad	Sombra	94.29	26.18	0.00	83.30	95.63	106.00	219.89
Sensibilidad	Pendiente	8.26	6.11	0.00	3.67	6.35	11.12	45.25
Sensibilidad	Capacidad total disponible de agua (Total_AWC)	129.08	13.27	48.85	121.76	127.02	134.58	194.62
Sensibilidad	Conductividad hidrológica del suelo (ksat-CV)	0.04	0.03	0.00	0.02	0.03	0.05	0.38
Sensibilidad	Cambios de uso de suelo	0.01	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
Sensibilidad	Distancia a centros urbanos	21655.07	12677.26	0.00	11768.60	19937.15	29303.88	62889.51

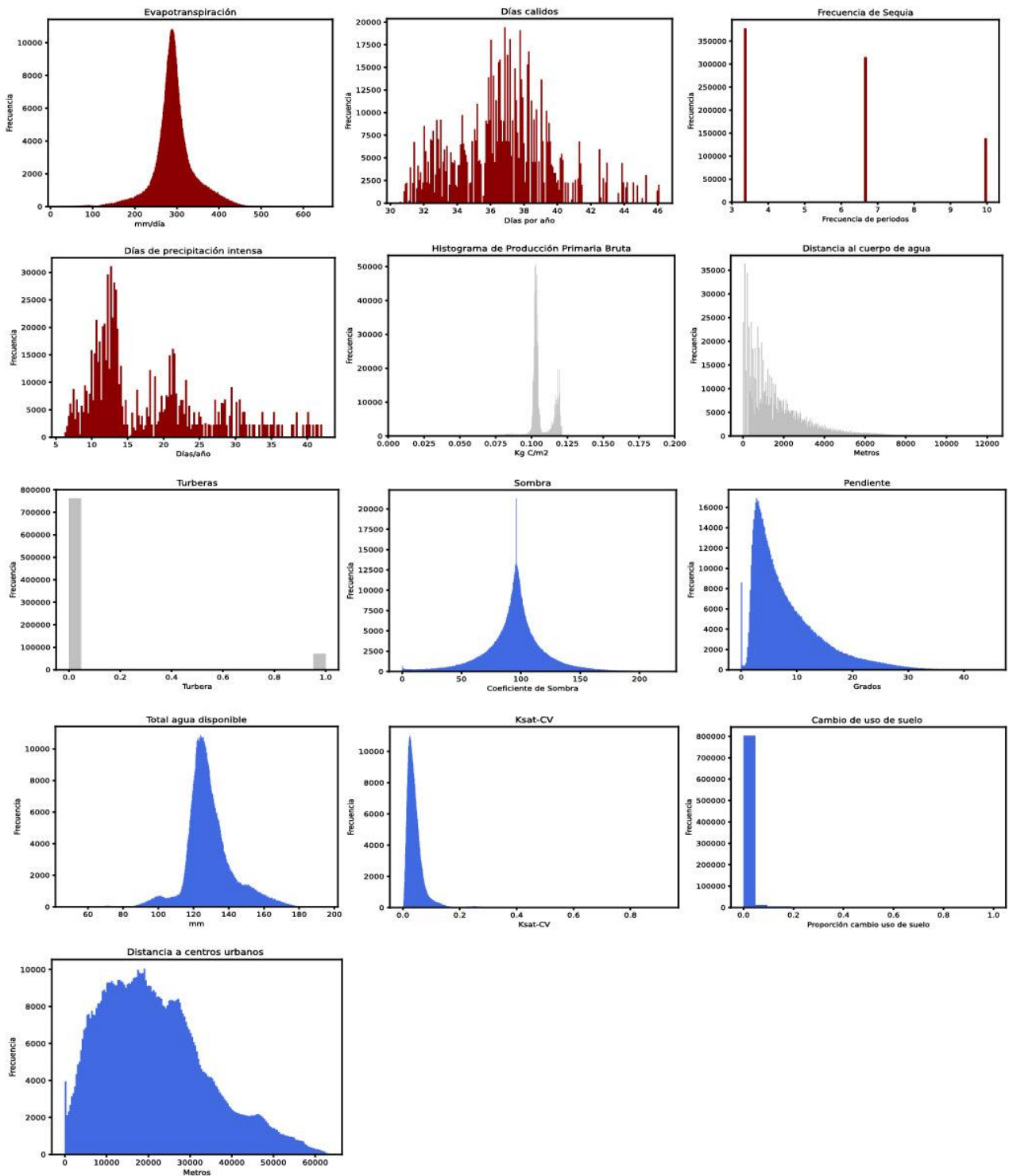


Figura 5. Histogramas de variables utilizadas para la construcción del índice de riesgo, en rojo las variables de amenazas, gris las de exposición y azul las de sensibilidad.

Anexo C.

Agrupaciones de variables y membresía en lógica difusa. La tabla 5. lista las funciones de membresía utilizadas para cada variable al incluirlos en la lógica difusa, para más detalle sobre cada función visitar la referencia del api del paquete utilizado [scikit-fuzzy](#) (fuzz). La abreviación de las funciones son las siguiente; Sigmoidal (sigmf), Gaussiana (gaussmf), Gaussiana combinada (gauss2mf), Triangular (trimf), función “S” (smf) y trapezoidal (trapmf).

Tabla 5. Funciones de membresía para cada variable y conjuntos de variables.

Membership functions for each variable and sets of variables.

Variable	Membresía	Función de membresía
Evapotranspiración	Baja	1-fuzz.sigmf(ETO,1.49,60)
	Media	fuzz.gaussmf(ETO,1.6,0.09)
	Alta	fuzz.sigmf(ETO,1.715,50)
Días cálidos	Baja	1-fuzz.sigmf(DC,35.35,2.7)
	Media	fuzz.gauss2mf(DC,36.75,1.2,36.88,1.2)
	Alta	fuzz.sigmf(DC,38.32,5)
Frecuencia de Sequía	Baja	fuzz.trimf(SEQ,[3.33,3.33,6.67])
	Media	fuzz.trimf(SEQ,[3.33,6.67,10])
	Alta	fuzz.trimf(SEQ,[6.67,10,10])
Precipitación intensa	Baja	1 - fuzz.sigmf(PPI,12.6,1.4)
	Media	fuzz.gauss2mf(PPI,15.0,1.9,15.5,5)
	Alta	fuzz.sigmf(PPI,22.1,0.9)
Producción primaria bruta (GPP)	Baja	1- fuzz.smf(PPB,0.0056,0.114633)
	Alta	fuzz.smf(PPB,0.0056,0.114633)
Distancia a cuerpo de agua	Baja	1 - fuzz.smf(DCG,100,500)
	Media	fuzz.gauss2mf(DCG,500,130,500,150)
	Alta	fuzz.smf(DCG,500,900)
Turberas	Baja	fuzz.trimf(TUR,[1,1,1])
	Alta	fuzz.trimf(TUR,[0,0,0])
Sombra	Baja	1-fuzz.smf(SM,88,95.628)
	Media	fuzz.gaussmf(SM,95.628,3)
	Alta	fuzz.smf(SM,95.628,102.9)
Pendiente	Baja	1-fuzz.smf(PEN,5,5)
	Media	fuzz.trapmf(PEN,[5,5,10,10])

	Alta	fuzz.smf(PEN,10,10)
	Baja	1-fuzz.smf(CAD,61.807,125)
Capacidad total disponible de agua (AWC)	Media	fuzz.gauss2mf(CAD,125,25,130,9.9)
	Alta	fuzz.smf(CAD,130,156.1)
	Baja	1-fuzz.smf(CVKsat,0.02296335,0.032)
Conductividad hidráulica (Ksat-CV)	Media	fuzz.gauss2mf(CVKsat,0.032,0.003,0.034,0.007)
	Alta	fuzz.smf(CVKsat,0.034,0.051344)
	Baja	fuzz.trimf(CUS,[0,0,0.0001])
Cambio de uso de suelo	Media	fuzz.trimf(CUS,[0,0.015,0.2])
	Alta	fuzz.smf(CUS,0.015,0.2)
	Baja	fuzz.smf(DCU,18862.14,30000)
Distancia a centros urbanos	Media	fuzz.gauss2mf(DCU,13000,4000,18862.14,4500)
	Alta	1-fuzz.smf(DCU,3500,13000)
	Baja	1-fuzz.smf(TOP,0.209151,0.499602)
Topográfica	Media	fuzz.gauss2mf(TOP,0.45602,0.08,0.529902,0.07)
	Alta	fuzz.smf(TOP,0.499602,0.731611)
	Baja	1-fuzz.smf(INH,0.1668,0.167)
Intervención humana	Media	fuzz.gauss2mf(INH,0.167,0.00001,0.18,0.031)
	Alta	fuzz.smf(INH,0.167,0.27)
	Baja	1-fuzz.smf(SUE,0.43,0.499957)
Suelo	Media	fuzz.gauss2mf(SUE,0.499957,0.03,0.5,0.03)
	Alta	fuzz.smf(SUE,0.499957,0.571491)
	Baja	1-fuzz.smf(AME,0.309703,0.31)
Amenaza	Media	fuzz.trapmf(AME,(0.309703,0.31,0.49,0.505826))
	Alta	fuzz.smf(AME,0.49,0.505826)
	Baja	1-fuzz.smf(EXP,0.493778,0.497960)
Exposición	Media	fuzz.trapmf(EXP,[0.497960,0.5,0.634747,0.644747])
	Alta	fuzz.smf(EXP,0.634747,0.644747)
	Baja	1-fuzz.smf(SEN,0.173028,0.433535)
Sensibilidad	Media	fuzz.gauss2mf(SEN,0.395,0.07,0.433535,0.07)
	Alta	fuzz.smf(SEN,0.433535,0.608503)
	Baja	1-fuzz.smf(SXP,0.184336,0.2)
Sensibilidad y exposición	Media	fuzz.trapmf(SXP,(0.184336,0.2,0.4999,0.529068))
	Alta	fuzz.smf(SXP,0.500090,0.529068)