



2025 | **16-20**
GIJÓN | JUNIO

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1399

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Propuesta de áreas prioritarias para la conservación y restauración de especies del bosque hidrófilo bajo escenarios de clima cambiante en la zona central de Chile

TORO MANQUEO, N. (1), SARRICOLEA, P. (2), MAGNI DÍAZ, C (1), MARTÍNEZ HERRERA, E. (1) y GREZ MEJÍAS, I. (2)

(1) CESAF, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

Departamento de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales

(2) Departamento de Geografía, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile.

Resumen

La pérdida del bosque nativo está siendo impulsada por el cambio climático, afectando áreas de alto valor de conservación como son los bosques mediterráneos de la zona central de Chile, particularmente el bosque hidrófilo. El presente estudio tiene por objetivos estimar la distribución potencial de *Beilschmiedia miersii*, *Cryptocarya alba* y *Persea lingue* en la zona central de Chile bajo el escenario actual y futuro de clima cambiante para luego definir áreas prioritarias para la conservación y restauración. Se utilizaron modelos de distribución de especies, que permitieron proyectar el nicho ecológico potencial tanto en el presente como en el futuro. Esta información, junto con otros atributos fue utilizada para la identificación de áreas prioritarias a través del análisis multicriterio. Los resultados indican cambios en la expresión geográfica del nicho ecológico potencial de las especies, con variaciones importantes de pérdidas y ganancias, siendo relevante su aumento de oeste a este, incrementando en altitud hacia la cordillera de los Andes. Respecto a la propuesta de sitios prioritarios es necesario potenciar los parches de mayor extensión, para contrarrestar la fragmentación y mejorar la conectividad, lo cual es relevante en términos adaptativos y que a su vez facilitaría la persistencia de estos bosques.

Palabras clave

Bosques mediterráneos, cambio climático, modelos de distribución de especies, análisis multicriterio, gestión territorial.

1. Introducción

El cambio climático se ha intensificado durante las últimas décadas, donde modelos climáticos globales proyectan un aumento en la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) para finales del siglo XXI (MATSKOVSKY et al., 2021). Esto es relevante en la zona mediterránea de Chile central, la cual ha experimentado una reducción sistemática de las lluvias, ocasionando una mega sequía en toda la zona centro-sur del país (GARREAUD et al., 2017). De esta manera se ha visto afectada la productividad y cobertura del dosel de los bosques esclerófilos mediterráneos (MIRANDA et al., 2020), lo que está generando cambios en su estructura, composición, dinámica y funcionamiento (BAMBACH et al., 2013; CLARK et al., 2016).



En base a lo anterior, toma relevancia analizar las formaciones propias de esta zona, como es el bosque esclerófilo subtipo hidrófilo, que se presenta como un hotspot mundial de biodiversidad (MYERS et al., 2000), pero que posee una mínima representación dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) (JORQUERA-JARAMILLO et al., 2012). Este ecosistema ha sido amenazado históricamente por el cambio de uso de suelo (ECHEVERRÍA et al., 2006; HILL et al., 2008), pero recientemente por incendios forestales de gran magnitud (GONZÁLEZ et al., 2020), lo que se ve acentuado por los cambios en los patrones climáticos, particularmente en la disponibilidad hídrica, afectando su capacidad de regeneración natural (LUEBERT y PLISCOFF, 2006), llevando a una pérdida generalizada de sus poblaciones. Estas se encuentran bajo un fuerte estado de vulnerabilidad, dada la presión humana, donde se encuentran las regiones más pobladas de Chile (MONTROYA, 2018).

El manejo de ecosistemas a través de la conservación y restauración del bosque nativo toma fuerza como una solución para revertir procesos de degradación y pérdida acelerada de biodiversidad (BUSHER et al., 2012; RODRÍGUEZ-ECHEVERRY et al., 2018; MIRANDA et al., 2020). Es así como diferentes convenciones internacionales, plataformas intergubernamentales y políticas, han reconocido la necesidad de la restauración ecológica como prioridad mundial para la conservación de la biodiversidad, combatir la desertificación, degradación de la tierra, y limitar los impactos del cambio climático (ALEXANDER et al., 2016). Uno de los compromisos globales que se han implementado, son el Desafío Bonn, que aspira restaurar 150 millones de hectáreas de tierras degradadas o deforestadas al 2020, y 350 millones de hectáreas para el 2030, o el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) que busca restaurar el 15% de los ecosistemas degradados para el 2020 (Ministerio de Medio Ambiente, 2020), sin embargo, estas metas solo se han cumplido parcialmente (DÍAZ et al., 2019).

Adicionalmente, hay que considerar que estas iniciativas presentan un alto costo, y en general los recursos disponibles son limitados, por lo que surge la necesidad de establecer esquemas que ayuden en la priorización de áreas para esfuerzos de restauración y conservación (FREUDENBERGER et al., 2013; FERNÁNDEZ & MORALES, 2016). Por otro lado, es clave comprender el comportamiento de las especies bajo las condiciones climáticas actuales y futuras para guiar las decisiones ecológicas de interés (FERNÁNDEZ & MORALES, 2016; VON HOLLE et al., 2020), ya que las especies que están presentes actualmente pueden no estarlo en el futuro, por lo tanto, es preciso apuntar a la conservación y restauración en aquellas áreas que pueden ser colonizadas más fácilmente en términos de adaptación y resiliencia, aumentando sus posibilidades de persistencia a medida que cambia el clima.

El presente estudio tiene por objetivo estimar la distribución potencial de tres especies del bosque hidrófilo: *Beilschmiedia miersii*, *Cryptocarya alba* y *Persea lingue*, en la zona central de Chile, bajo un escenario actual y futuro de cambio climático, para posteriormente, identificar sitios para priorizar la gestión territorial para la conservación y restauración por medio del análisis multicriterio.



2. Objetivos

Estimar la distribución potencial de *Beilschmiedia miersii*, *Cryptocarya alba* y *Persea lingue* en las regiones Metropolitana, Valparaíso y del Libertador General Bernardo O'Higgins en un escenario actual y futuro (cercano e intermedio) de clima cambiante.

Identificar áreas prioritarias para el desarrollo de acciones de conservación y restauración del bosque hidrófilo con las especies de interés considerando el escenario de cambio climático.

3. Metodología

3. 1. Área de estudio

El área de estudio (*figura 1*) comprende a las regiones Metropolitana (33°26' y 34°19'S), Valparaíso (32° 02' y 33° 57'S) y del Libertador General Bernardo O'Higgins (33°50' y 34°45'S). Estas se sitúan en la macrorregión de la zona central de Chile (SARRICOLEA et al., 2016), donde predomina un clima mediterráneo, con veranos cálidos y secos e inviernos fríos y lluviosos, presentando variaciones de este a oeste, por efecto de la topología local (proximidad al mar, continentalidad y la altitud) (AGRIMED, 2017). Su vegetación se caracteriza por presentar formaciones propias del bosque mediterráneo, único ecosistema de tipo mediterráneo en América del Sur (MATSKOVSKY et al., 2021).

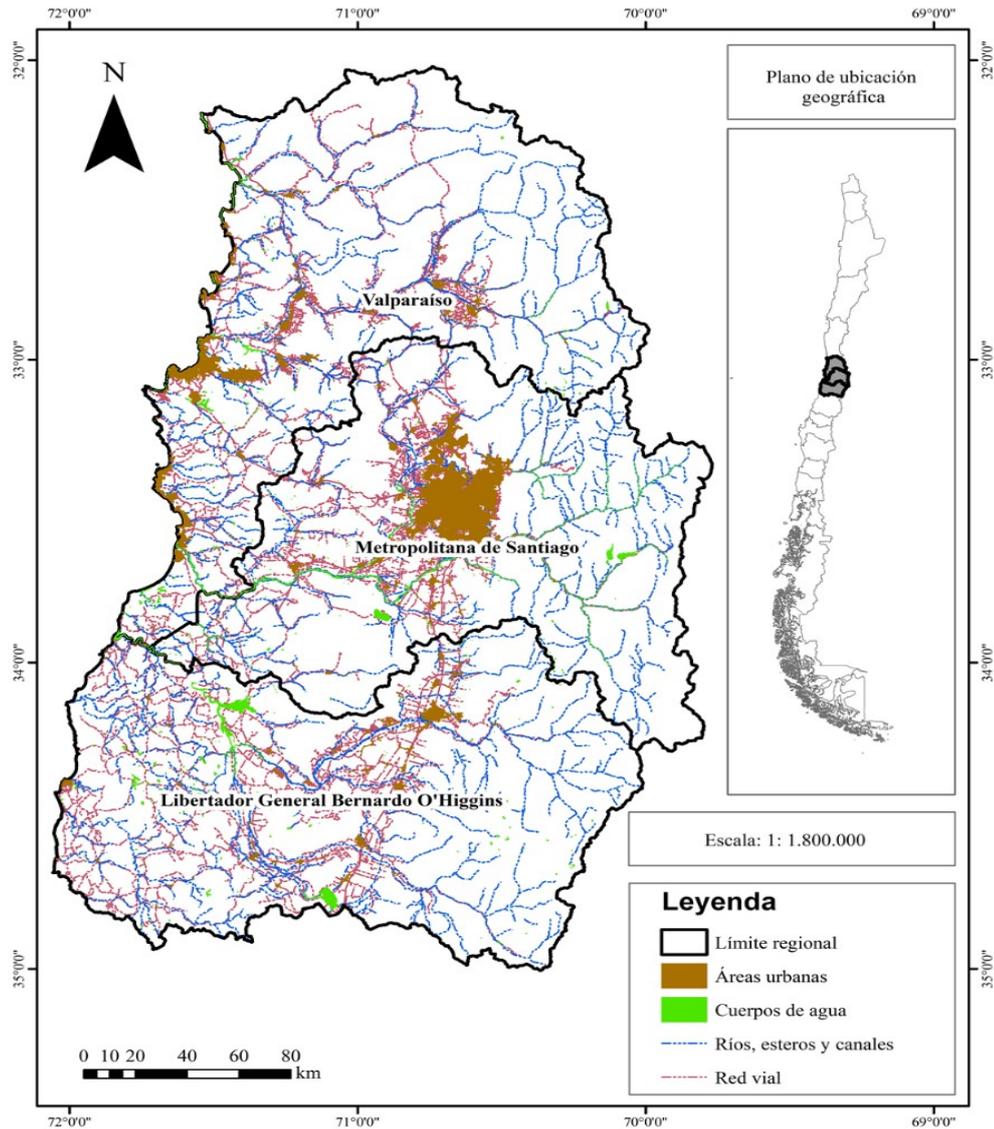


Figura 1. Área de estudio.

3. 2. Especies en estudio

Beilschmiedia miersii (Gay) Kosterm. (belloto del norte) (familia Lauraceae) es una especie siempreverde endémica de la zona mediterránea de Chile, la cual se distribuye en forma fragmentada desde la región de Valparaíso a O'Higgins (RIEDEMANN & ALDUNATE, 2014). Crece tanto en lugares abiertos como en quebradas de la Cordillera de la Costa, (RIEDEMANN & ALDUNATE, 2014), así como en laderas de exposición sur y pequeños valles de depositación (NOVOA 2004; HECHENLEITER et al., 2005). Las plántulas y árboles jóvenes son escasos debajo de los bosques dominados por *B. miersii*, presumiblemente debido a una dinámica de regeneración basada en pulsos que depende de años de alta precipitación. Sin embargo, después de la producción abundante de semillas, generalmente se observa poca supervivencia de las plántulas (BRITO-ROZAS & FLORES-TORO, 2014).

Cryptocarya alba (Molina) Looser. (peumo) (familia Lauraceae) es una especie



endémica de la zona mediterránea de Chile central, la que se distribuye desde Coquimbo hasta Valdivia en ambas cordilleras hasta los 1500 m.s.n.m (RIEDEMANN & ALDUNATE, 2014). Es una especie tolerante a la sombra y su crecimiento está ligado a la disponibilidad de agua (RIEDEMANN & ALDUNATE, 2014).

Persea lingue (Ness) (lingue) (familia Lauraceae), es una especie endémica de los bosques templados de América del Sur (PÉREZ-HERNÁNDEZ et al., 2015). Se distribuye desde la región de Valparaíso a la región de Los Lagos, tanto en el valle central como en ambas cordilleras. En la zona central se desarrolla en fondos de quebradas húmedas (RIEDEMANN & ALDUNATE, 2014). La especie puede considerarse como tolerante a la sombra o de tolerancia intermedia (VEBLEN et al., 1979). Debido a la explotación irracional que ha sufrido en el pasado sus poblaciones se encuentran altamente fragmentadas, aumentando su aislamiento y propiciando un incremento en el riesgo de extinción (ECHEVERRÍA et al. 2006).

3. 3. Estimación de la distribución potencial de las especies en un escenario actual y futuro de clima cambiante

3. 3. 1. Variables de entrada y algoritmos

Se utilizó como fuente de información los datos de presencia de las especies en estudio, considerando registros geográficos de tesis e investigaciones, junto con la base de datos de biodiversidad GBIF Chile (Global Biodiversity Information Facility) (<https://gbifchile.mma.gob.cl/>). Se consideró asegurar un tamaño de muestra superior a 100 observaciones por especie para aumentar la precisión de los modelos (WISZ et al., 2008 y KADMON et al., 2003 en PLISCOFF & FUENTES-CASTILLO, 2011; HALLMAN & ROBINSON, 2020). Se generó una grilla de 500 m² considerando todo el conjunto de datos disponibles para cada una de las especies. La muestra de cada especie fue filtrada, dejando solo un punto de observación dentro de cada celda, considerando además la distribución geográfica descrita en bibliografía, eliminando aquellos puntos ubicados en zonas no propias del desarrollo natural de las especies. De esta forma quedó un tamaño muestral de 388 individuos de *B. miersii*, 163 de *C. alba* y 107 de *P. lingue*.

Las variables predictoras utilizadas fueron las 19 variables bioclimáticas de WorldClim (<https://www.worldclim.org/>), según HIJMANS et al., (2005). Por otro lado, se utilizaron proyecciones a partir del modelo de circulación global HADGEM3-GC31-LL en dos periodos de tiempo futuro (cercano: 2021-2040, intermedio: 2041-2060), bajo el escenario de cambio climático RCP 2.6 (optimista) que indica un aumento de la temperatura del planeta hacia el año 2100 inferior a 2°C respecto de la era preindustrial. Además, se incluyeron variables topográficas las cuales se obtuvieron de un modelo digital de elevación (MDT) a partir de un SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) a una resolución de 30 m. Estas corresponden a elevación, pendiente, exposición, diversidad topográfica, índice de posición topográfica multiescalar e índice de humedad topográfica. Para mejorar la resolución de las variables los datos disponibles a resolución espacial de 1 km², fueron reescaladas a 500 m².



Para evitar la colinealidad entre las variables predictoras se realizó en análisis de correlación entre las 25 variables, utilizando el método de distancia euclidiana entre las observaciones. Esto fue representado en un dendrograma, donde se agruparon los predictores en ramas de parentesco y se seleccionó una variable por cada rama, considerando aquellas que sean altamente influyentes en la variable respuesta.

3. 3. 2. Modelación de distribución de especies (MDE)

Se utilizó un modelo de regresión (GLM), un método de “sobre” (BIOCLIM), y dos modelos de aprendizaje automático (Random Forest y Support vector machine). Cada uno de estos algoritmos fue analizado a través del estadístico AUC (área bajo la curva), que indica la probabilidad de que, al escoger aleatoriamente una presencia o ausencia, el modelo otorgue al positivo un mayor valor (HERNÁNDEZ et al., 2018). Este estadístico va de 0 a 1, donde los valores más altos indican mayor idoneidad, que tienden a ser las áreas de presencia conocida. En general se asume que un modelo con buena capacidad discriminante tiene un AUC por encima de 0,8 (HERNÁNDEZ et al., 2018).

Considerando que se analizaron tres especies por situación, fue necesario superponer los raster correspondientes a los modelos de nicho, para generar solo una capa de información según escenario. Luego, se determinaron las áreas no idóneas, persistentes, con ganancia y pérdida en la expresión geográfica del nicho ecológico potencial bajo los escenarios proyectados, en base a la distribución potencial actual.

3. 4. Identificación de áreas prioritarias de conservación y restauración considerando el escenario de cambio climático

Para identificar los sitios prioritarios para restauración y conservación se utilizó el enfoque de decisión multicriterio. Este es un proceso que combina y transforma datos de entrada espaciales y no espaciales en una decisión de resultado (salida) (VETTORAZZI & VALENTE, 2016). Particularmente se utilizó el método de Jerarquías Analíticas de Saaty (JAS), el cual está basado en una comparación de jerarquía o importancia entre factores de una variable, calculando mediante un procedimiento algebraico el peso de cada factor y permitiendo determinar una medida de consistencia de los juicios numéricos emitidos, validando así el procedimiento realizado (GÓMEZ y BARREDO, 2005).

3. 4. 1 Selección de criterios

Se realizó un estado del arte de las tres especies analizadas, junto con el juicio de expertos, que permitieron definir alternativas potenciales para ser definidas como criterios. Las capas de información fueron ajustadas al área de estudio, y geoprocesadas en el SIG. Por otro lado, se eliminó la información espacial referente a áreas que han sido modificadas antropogénicamente, como usos urbanos, industriales, terrenos agrícolas y plantaciones forestales, además se eliminaron las áreas sin vegetación y cuerpos de agua. Para ello, se utilizó el Catastro de uso de suelo y vegetación (CONAF, 2013) abarcando todo el marco geográfico. Los criterios

definidos se exponen a continuación (tabla 1 y 2).

Tabla 1. Criterios seleccionados para la identificación de áreas prioritarias para la conservación.

Criterio	Información cartográfica	Procesamiento en SIG
Cambio de bosque	MDE escenario actual/cambio climático	Superposición de los MDE (ArcGis), geoprocесamientos: corte, diferencia y diferencia simétrica (Qgis).
Nicho ecológico actual	MDE escenario actual	Superposición de los MDE (ArcGis).
Distancia a cursos de agua	Red hidrográfica de Chile	Análisis de proximidad (distancia euclidiana) (ArcGis).
Pendiente	Pendiente calculada a partir de SRTM	Slope (ArcGis).
Tamaño de parche	Catastro de bosque nativo	Exportación de parches con presencia de las especies de interés, dissolve según uso, rasterización de la información, (ArcGis), análisis de fragmentación en Fragstat.
Influencia humana	Global Human Influence Index (HII)	Reclasificación a partir de los Quiebres naturales de Jenkins (ArcGis).

Tabla 2. Criterios seleccionados para la identificación de áreas prioritarias para la restauración.

Criterio	Información cartográfica	Procesamiento en SIG
Cambio de bosque	MDE escenario actual/cambio climático	Superposición de los MDE (ArcGis), geoprocесamientos: corte, diferencia y diferencia simétrica (Qgis).
Cobertura vegetal	Catastro de Bosque Nativo, (CONAF,2013)	Extracción y dissolve de las coberturas (ArcGis)
Uso de suelo	Catastro de Bosque Nativo, (CONAF,2013)	Extracción y dissolve de los usos (ArcGis).
Pendiente	Pendiente calculada a partir de SRTM	Slope (Arcgis).
Exposición	Orientación calculada a partir de SRTM	Aspect (Arcgis).
Tamaño de parche	Catastro de bosque nativo	Rasterización de los usos (ArcGis), análisis en Fragstat
Distancia a caminos	Red vial	Análisis de proximidad (distancia euclidiana) (ArcGis).

3. 4. 2 Jerarquización y priorización de criterios

Se establecieron las jerarquías de las variables a través de una matriz de comparación por pares, donde se determinó el peso relativo (W_i) que tiene cada criterio y sus componentes (C_i). Para esto se analizó el grado de importancia de cada indicador respecto a los demás, utilizando la escala de evaluación de SAATY (1980), que va de 1 a 9. El valor 1 indica que dos criterios son "igualmente" importantes y el valor 9 implica que un criterio es "extremadamente" más importante que el otro. Por otro lado, si la variable tuviese una importancia relativa inferior, entonces se utilizan valores racionales para denotar su grado de menor importancia, desde $1/9$ hasta 1, siendo 1 la expresión de una misma importancia y $1/9$ si la variable de análisis es fuertemente menos importante que la



variable de comparación (VALENTE et al., 2017).

3. 4. 3 Medida de consistencia

Se evaluó la consistencia de la matriz, la cual es un indicador del juicio racional por parte del tomador de decisiones. Esto se determinó a través de los siguientes pasos descritos por MENDOZA et al., (2019):

- Se calculó la suma ponderada de cada fila de la matriz, con base a la suma del producto de cada elemento por prioridad calculada de cada criterio.
- Para cada elemento del vector resultante, se dividió la suma ponderada por la prioridad de su criterio correspondiente.
- Se determinó la media λ_{max} del resultado del paso anterior.
- Se calculó el índice de consistencia (C_i) para cada criterio, donde n corresponde al número de criterios:

$$C_i = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$$

- Se determinó el índice de consistencia aleatorio (IA):

$$IA = \frac{1,98 * (n - 2)}{n}$$

- Se calculó la Razón de consistencia (CR):

$$CR = C_i/IA$$

Si el valor de la razón de consistencia es inferior a 0,1 entonces los juicios numéricos y los factores involucrados se consideran adecuados. De modo contrario, los juicios de valor deben ser reevaluados porque no serían lo suficientemente consistentes para establecer un peso o los criterios utilizados podrían ser redundantes, poco operativos, o no explicarían el problema (BERUMEN & LLAMAZARES, 2007).

Una vez determinada la razón de consistencia, se estandarizo un índice para la priorización de la gestión territorial tanto para conservación como restauración (IP), utilizando los criterios definidos en cada caso (C_i) y los pesos relativos correspondiente a cada uno (W_i):



$$IP = \sum_{i=1}^n W_i * C_i$$

Con esta información se procedió a rasterizar todas las capas y reclasificarlas a través de la herramienta “Reclassify” de ArcGis, donde cada criterio fue estandarizado con valores discretos de 1 a 3, donde 3 representa a las áreas más prioritarias tanto para conservación como restauración, 2 prioridad media y 1 menos prioritaria.

3. 4. 4. Identificación de áreas prioritarias

Se utilizó la herramienta “Weighted Overlay” o “Superposición Ponderada”, de ArcGis, la cual permite realizar una suma de coberturas raster, teniendo en cuenta pesos o ponderaciones diferentes para cada una de las coberturas a sumar. Finalmente, las capas resultantes de áreas prioritarias para la conservación y restauración fueron transformadas a vector para sus respectivos análisis.

4. Resultados

4. 1. Modelos de distribución de especies bajos escenarios de clima cambiante

4. 1. 1. Selección de variables para la modelación

A continuación (tabla 3), se muestran las variables predictoras seleccionadas para la modelación de cada una de las especies, según el análisis de clúster.

Tabla 3. Selección de variables para la modelación según análisis de cluster para cada especie.

<i>B. miersii</i>	<i>C. alba</i>	<i>P. lingue</i>
Índice de posición topográfica	Precipitación anual	Precipitación anual
Diversidad topográfica	Diversidad topográfica	Diversidad topográfica
Precipitación anual	Isotermalidad	Índice de posición topográfica
Exposición	Índice de humedad topográfica	Índice de humedad topográfica
Temperatura media anual	Temperatura media anual	Temperatura media anual
Índice de humedad topográfica		Exposición
	Índice de humedad topográfica	
	Temperatura media del trimestre más seco	

Como se observa en la tabla 3, para las tres especies se repiten las variables climáticas precipitación anual y temperatura media anual, mientras que entre las variables topográficas se da en los tres casos la diversidad topográfica e índice de humedad topográfica.

4. 1. 2. Análisis de los modelos

A continuación (tabla 4), se presentan los valores del índice AUC según los distintos escenarios por modelo.

Tabla 4. Valor AUC por cada escenario y especie según modelo analizado.

Especie	Escenario/modelo	BIOCLIM	GLM	RF	SVM
<i>B. miersii</i>	Actual	0,848	0,954	0,981	0,949
	2021-2040 RCP 2.6	0,802	0,890	0,9671	0,932
	2041-2060 RCP 2.6	0,810	0,884	0,947	0,930
<i>C. alba</i>	Actual	0,682	0,733	0,842	0,814
	2021-2040 RCP 2.6	0,607	0,719	0,809	0,780
	2041-2060 RCP 2.6	0,603	0,728	0,826	0,788
<i>P. lingue</i>	Actual	0,831	0,915	0,944	0,917
	2021-2040 RCP 2.6	0,801	0,894	0,923	0,921
	2041-2060 RCP 2.6	0,804	0,888	0,923	0,903

Como se aprecia en la tabla 4, en los distintos escenarios proyectados para cada una de las especies, el modelo Random Forest (RF) fue el que mostró el mayor valor AUC, seguido por Support Vector Machine (SVM), los que mostraron valores sobre 0,8, lo cual indica un muy buen rendimiento de estos algoritmos (PROOSDIJ et al., 2016; HALLMAN & ROBINSON, 2020).

4. 1. 3. Cambio en la expresión geográfica del nicho ecológico potencial base al escenario actual y futuro

En la figura 2 se muestran los cambios en la expresión geográfica del nicho ecológico potencial para las especies hidrófilas en estudio, mientras que en la tabla 5 se exponen estos cambios en términos de superficie y porcentaje.

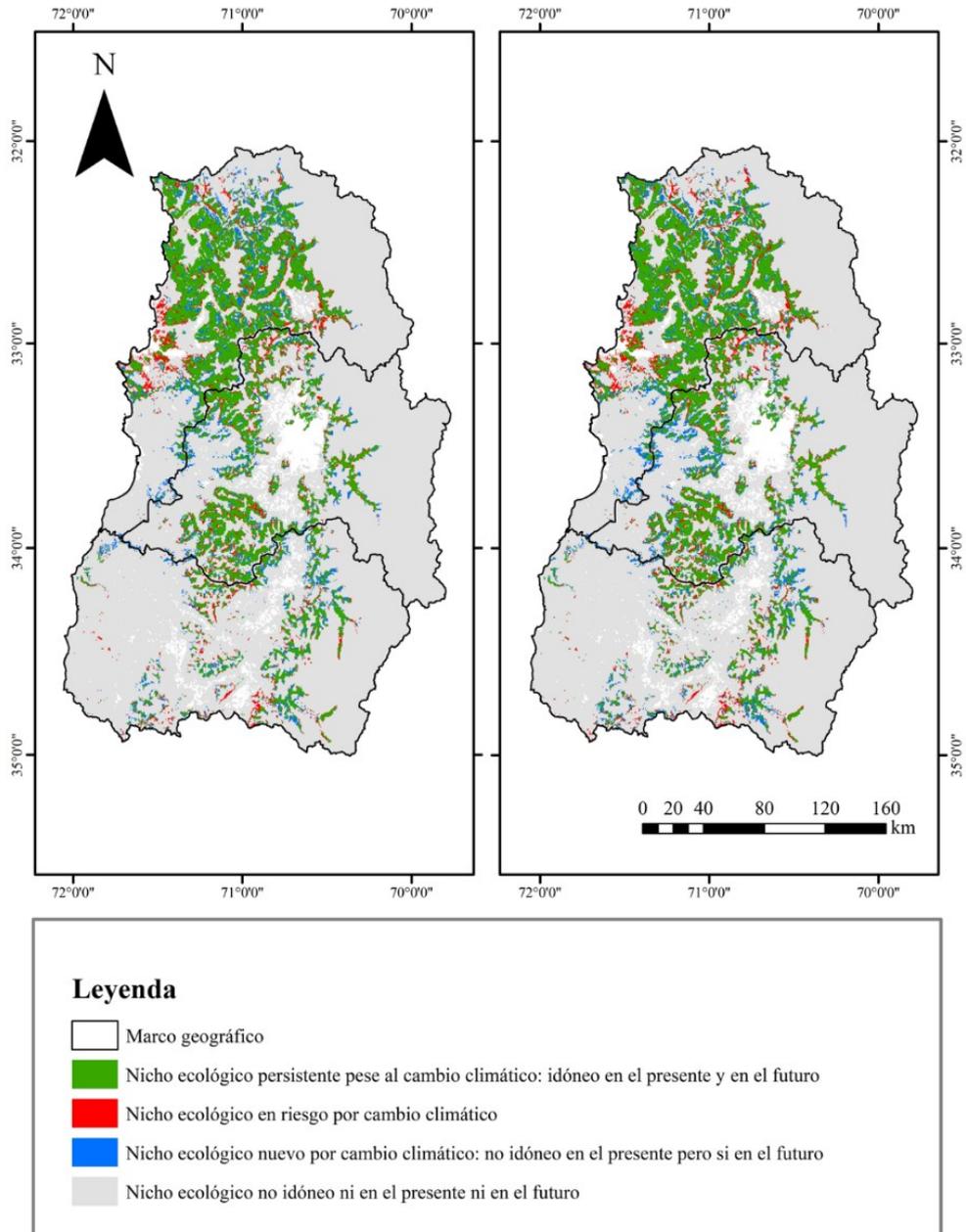


Figura 2. Cambio en la expresión geográfica del nicho ecológico potencial en base a la distribución potencial actual de las especies y proyecciones climáticas bajo un escenario de cambio climático 2021-2040 RCP 2.6 (izq.) y 2041-2060 (der.). En color blanco se han enmascarado las zonas pobladas.

Tabla 5. Valor AUC por cada escenario y especie según modelo analizado



Nicho ecológico potencial		ESCENARIOS
2021-2040		2041-2060
RCP 2.6		RCP 2.6
Persistente	706.734 ha (83%)	701.072 ha (82%)
Perdida	144.325 ha (17%)	149.988 ha (18%)
Ganancia	186.762 ha (22%)	193.079 ha (23%)

Las zonas potenciales en riesgo por pérdida de nicho, alcanzan un 17 y 18% de reducción de superficie respectivamente en ambos escenarios evaluados. En la región de Valparaíso, estos cambios son mayormente visibles en la cordillera de la costa. Respecto a la ganancia de nicho proyectado (22 y 23% respectivamente según escenario evaluado), se aprecia un aumento de importante en la Región Metropolitana, particularmente en la zona norte de Melipilla, siendo relevante en el escenario intermedio (2041-2060). Finalmente, en O'Higgins se aprecian cambios interesantes en los modelos proyectados, con un aumento de nicho ecológico hacia la Cordillera de los Andes y con un leve aumento en los fragmentos de la zona centro sur de la región.

4. 2. Análisis multicriterio para la identificación de zonas prioritarias para la conservación y restauración del bosque hidrófilo bajo escenarios de clima cambiante

La estructura jerárquica para la conservación consideró seis criterios (Tabla 6) mientras que para el caso de la restauración se consideraron siete (Tabla 7) y cada uno de estos con diferentes atributos de interés. A partir de esto se realizó la matriz de comparación por pares, la cual dio como resultado la ponderación de cada uno de los criterios definidos, la cual fue utilizada para la superposición ponderada.

Tabla 6. Asignación de pesos por criterio para la identificación de áreas prioritarias para la conservación.

CÓDIGO	CRITERIO	PESOS
C1	Cambio de bosque	33%
C2	Nicho ecológico actual	24%
C3	Distancia a cursos de agua	18%
C4	Pendiente	12%
C5	Tamaño de parche	6%
C6	Influencia humana	7%
Total		1,00

De acuerdo con la asignación de importancia definida para el objetivo de gestión territorial para la conservación, el criterio cambio de bosque fue el que presentó mayor peso (33%), dado el objetivo del presente estudio. FREUDENBERGER et al., (2013), FERNÁNDEZ & MORALES (2016) y BUTTERFIELD et al., (2017) señalan que es necesario incluir el cambio climático para la evaluación de áreas prioritarias ya que las especies pueden responder de manera diferente a las condiciones climáticas futuras, donde ciertas zonas que hoy son óptimas no necesariamente lo serían en términos de nicho. El criterio que toma segundo grado de importancia es el nicho ecológico actual (24%), cuya información representa la probabilidad de presencia de las especies hidrófilas en estudio, dadas las condiciones ambientales propias de estas formaciones. ZWIENER et al., (2017) menciona que los modelos de nicho ecológico son una herramienta valiosa para la gestión territorial en términos de conservación y restauración. El tercer lugar lo ocupa la distancia a los cursos de agua (18%), seguido por la pendiente (12%), cuyos criterios se basan en aspectos legales (LEY 20.283). En tanto, la influencia humana tiene un 7% de importancia mientras que el tamaño de parche recibió una ponderación del 6%.

Tabla 7. Asignación de pesos por criterio para la identificación de áreas prioritarias para la restauración.

CÓDIGO	CRITERIO	PESOS
C1	Cambio de bosque	32%
C2	Cobertura vegetal	23%
C3	Uso actual	18%
C4	Tamaño de parche	10%
C5	Pendiente	8%
C6	Exposición	3%
C7	Distancia a caminos	5%
Total		1,00

Para el caso de la gestión del territorio para la restauración, nuevamente se otorgó mayor peso al cambio de bosque (32%), considerando las mismas razones mencionadas en el caso anterior. ALEXANDER et al., (2016) y VON HOLLE et al., (2020) señalan que al considerar el cambio climático es necesario extender la identificación de sitios no solo a zonas degradadas sino a aquellas áreas naturales actuales, que podrían ser objetivo como hábitat adecuado para futuras comunidades a medida que cambia el clima. El segundo criterio es la cobertura vegetal, la cual presenta un 23% de importancia. Para el caso del criterio uso actual del suelo, la importancia equivale a un 18%. El tamaño de parche, obtuvo un 10% de ponderación. Por su parte, la pendiente tiene un 8% de importancia, y está relacionada a la facilidad de manejo para la restauración. La distancia a caminos muestra un 5% de importancia. Finalmente, con un 3% fue ponderada la exposición, variable importante a la hora de elegir zonas que presentan condiciones ambientales más favorables para el desarrollo de las especies en estudio según los requerimientos hídricos.

4. 2. 1. Sitios para priorizar la gestión territorial para la conservación y restauración del bosque hidrófilo

Para la identificación de aquellos sitios que son más relevantes dentro de la categoría de alta prioridad, se seleccionaron los polígonos que superaban las 500 hectáreas ya que el tamaño de la unidad de análisis es fundamental para establecer una mayor conectividad entre parches (VON HOLLE et al., 2020). Considerando ambos escenarios, se procedió a definir los sitios prioritarios para cada una de las regiones de análisis. Para esto se determinó seleccionar aquellas áreas que mostraran superposición de información, manteniendo el sitio de alta prioridad bajo los dos periodos con el escenario optimista. Esto garantizaría hipotéticamente que las condiciones se mantendrían en el tiempo.

A continuación, se muestran los sitios propuestos para la priorización de la gestión territorial para la conservación y restauración (Figura 3).

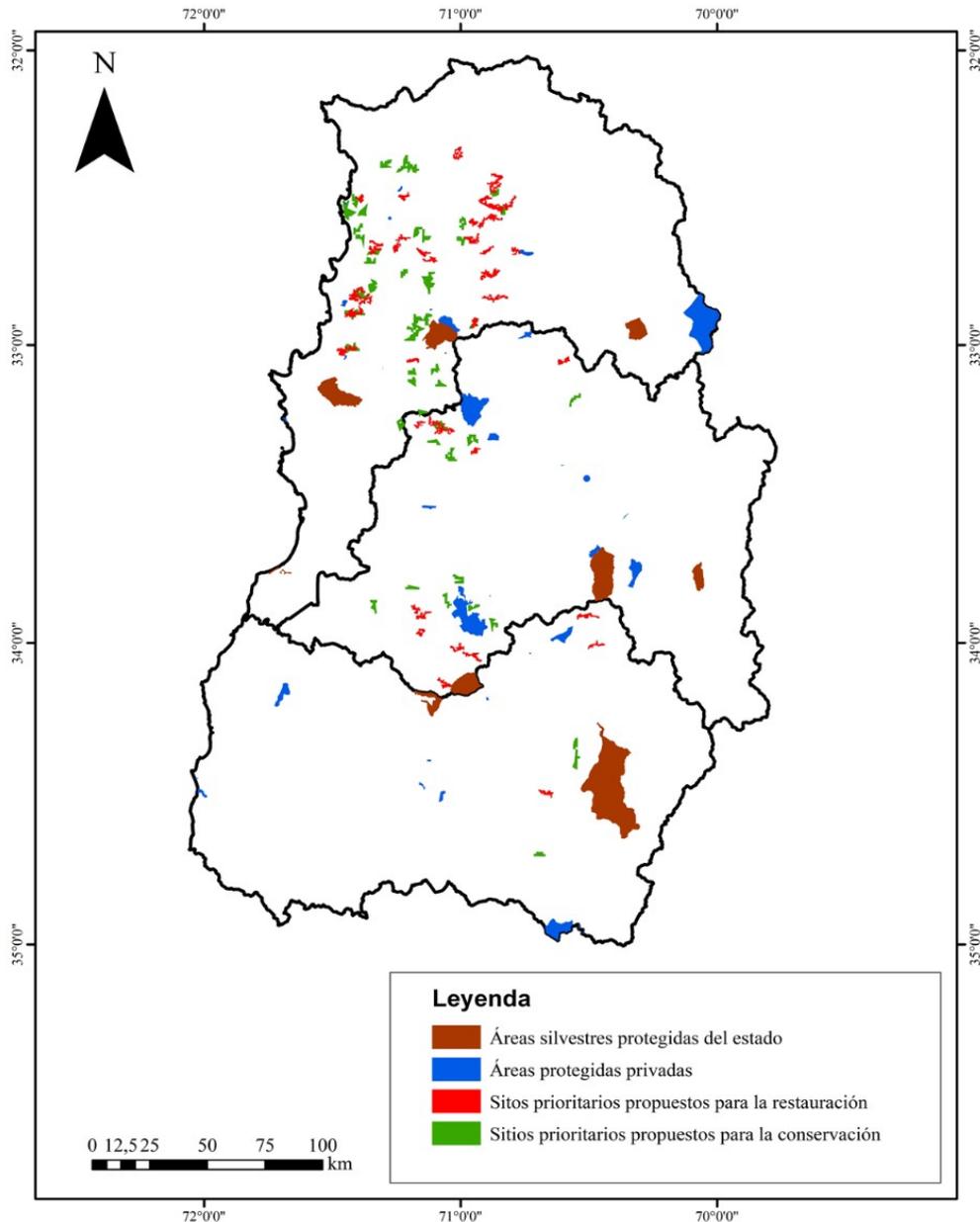


Figura 3. Propuesta de sitios prioritarios para la conservación y restauración del bosque hidrófilo en la zona central de Chile.

5. Discusión

Los modelos de distribución potencial de las especies hidrófilas en estudio estiman una posible pérdida del nicho ecológico actual, bajo el escenario optimista (RCP 2.6) tanto en el futuro cercano (2021-2040) como intermedio (2041-2060). Diversos estudios sobre los impactos del cambio climático en las regiones mediterráneas proyectan importantes reducciones en la distribución de especies endémicas (CASAZZA et al., 2014). BAMBACH et al., (2013) señalan que especies del bosque y matorral esclerófilo de la cordillera de la costa de Chile central tendrían el mayor potencial de extinción, donde una de las especies que mostraría mayor



sensibilidad frente a estas condiciones sería *C. alba*. A su vez, CROSSMAN et al., (2012) indican que las especies cuya distribución geográfica cambia, suelen ser más sensibles a los cambios que aquellas especies que se mantienen inalterables.

En este estudio, las tres especies se ven afectadas, lo que evidencia su sensibilidad frente a condiciones más secas, donde el principal factor limitante en este tipo de bosques y bajo condiciones de clima cambiante es la disponibilidad hídrica del suelo. De acuerdo con KREMER et al., (2019) la sequía invernal sería uno de los factores más perjudiciales para las especies con semillas recalcitrantes, sumado a las altas temperaturas, reduciendo la viabilidad de las semillas. En tanto, MAGNI et al., (2022) señalan que la regeneración natural de especies arbóreas de semillas recalcitrantes está limitada por el aumento de las sequías producto del cambio climático. MIRANDA et al., (2020) agregan que un tercio de los bosques mediterráneos de Chile central han experimentado una importante disminución del NDVI entre 2010 y 2017, lo que indica la incidencia de la sequía en la productividad del bosque.

Bajo una perspectiva de migración, se proyecta ganancia de nicho ecológico, cuyos patrones espaciales proyectan un aumento de oeste a este, principalmente para el caso de *C. alba* y *P. lingue*, incrementando en altitud hacia la cordillera de los Andes. Autores como CHEN et al., (2011), RUIZ-LABOURDETTE et al., (2012), RUIZ-LABOURDETTE et al., (2013), LENOIR & SVENNING (2015) y MATSKOVSKY et al., (2021) concuerdan con estos resultados, indicando que, ante la continuidad del aumento de las temperaturas, es probable que especies de comunidades arbóreas mediterráneas se desplacen hacia mayores elevaciones. BAMBACH et al., (2013), indican que mientras avanza el cambio climático, las especies tienden a moverse hacia los Andes, ya que las altitudes mayores tienden a compensar parcialmente los cambios de temperatura y precipitación. Situación similar señalan BENAVIDES et al., (2016) quienes evaluaron el reclutamiento natural de las especies mediterráneas *Quercus ilex* y *Pinus nigra*, a lo largo de rangos altitudinales de la Península Ibérica, evidenciando una tendencia de un incremento de la sobrevivencia hacia altitudes mayores. De acuerdo con otros estudios, el mismo autor señala que este desplazamiento ascendente hacia zonas más frías se debe a la búsqueda de nuevos nichos que permitan solventar las condiciones de baja humedad del suelo y aumento de las temperaturas, lo cual permite un mayor crecimiento y sobrevivencia para individuos juveniles.

El movimiento de especies evitaría la extinción, favoreciendo la conservación, sin embargo, esto puede generar invasiones y potenciales interacciones que pueden representar una amenaza para las comunidades (PAUCHARD et al., 2016; CASAZZA et al., 2014). En caso de migraciones ladera arriba, las poblaciones pueden ser potencialmente superadas llevando a la extinción local y/o reemplazo gradual de estos genotipos (MATHIASSEN & PREMOLI, 2016). Por lo tanto, las interacciones de las especies (p. ej., competencia, facilitación) jugarán un papel fundamental tanto para la convivencia o reemplazo de especies bajo los cambios proyectados en la región mediterránea (MATSKOVSKY et al., 2021). Por otro lado, se debe considerar la velocidad del cambio climático proyectado, ya que comúnmente las tasas de cambio son más lentas que las tasas requeridas (TITO et al., 2020; CHEN et al.,



2011). JUMP et al., (2009) señalan que, con el aumento de la temperatura en 1°C, las condiciones para la vegetación mediterránea aumentarán a 170 m su altitud actual, lo que equivale a un desplazamiento hacia el polo de más de 140 km. Sin embargo, varias especies pueden no migrar y persistir pese a las condiciones cambiantes debido a su plasticidad fenotípica y aclimatación (DORADO-LLIÑAN et al., 2019; TITO et al., 2020). ALVAREZ-MALDINI et al., (2020) señalan que las respuestas adaptativas a la sequía son esenciales para el éxito en muchos programas de restauración en términos de supervivencia, especialmente considerando las crecientes condiciones de sequía de los climas mediterráneos. Por lo tanto, como es poco probable que muchas especies migren tan rápido como los cambios que se proyectan climáticamente, la adaptación juega un papel relevante, por lo que la identificación de sitios prioritarios para la conservación y restauración es clave.

Considerando la superposición de las modelaciones de las tres especies estudiadas, la identificación de áreas prioritarias fue bajo un concepto de reducción de la vulnerabilidad y potencial resiliencia de las formaciones, por lo que se decidió dar énfasis a las áreas idóneas que persisten pese a las condiciones climáticas cambiantes, ya que en estas zonas se mantendría la variabilidad genética de los rasgos cuantitativos ((MATHIASSEN & PREMOLI, 2016), lo cual es una prioridad como mecanismo de adaptación y persistencia de la población en un entorno cambiante (CROSSMAN et al., 2012; CARROL et al., 2017). CROSSMAN et al., (2012) y VON HOLLE et al., (2020) señalan que acciones específicas de conservación otorgarían mayores oportunidades para la adaptación de las especies, reduciendo su vulnerabilidad frente al cambio climático. FERNÁNDEZ & MORALES (2016) añaden que la identificación de áreas para la restauración no debe restringirse al rango histórico de distribución de una especie, siendo necesario aquellas áreas que se espera tengan futuras condiciones ambientales adecuadas para apoyar iniciativas de restauración a largo plazo.

En base a los sitios propuestos en este estudio, tanto para conservación como restauración, AGUILAR-GARAVITO & RAMÍREZ (2015) señalan la importancia de ubicar sitios prioritarios en zonas donde se mantienen áreas de conservación y coberturas naturales cercanas, lo cual permitiría sostener el área en el futuro ya que estas zonas naturales serían potenciales fuentes de germoplasma para restaurar los parches cercanos, permitiendo el avance sucesional hacia estructuras más cercanas a bosque. Por su parte, CURSACH et al., (2012) indican que, a nivel de gestión y planificación, es necesario considerar zonas que aumenten la conectividad de las áreas para favorecer el movimiento de la biodiversidad nativa, para el contacto e intercambio genético entre poblaciones, reduciendo la endogamia y el riesgo de extinción (JORQUERA-JARAMILLO et al., 2012). ZWIENER et al., (2017), señalan que al seleccionar sitios con grandes extensiones de bosque favorecerían una conservación eficiente y de bajo costo en términos de biodiversidad, en el que establecer reservas naturales, excluir los impactos antropogénicos y promover la regeneración forestal probablemente permitiría la persistencia a largo plazo de especies de plantas leñosas (ZWIENER et al., 2017; VON HOLLE et al., 2020). Los argumentos de estos autores coinciden con la propuesta de sitios tanto para conservación como restauración, los que se ubican estratégicamente en zonas cercanas a áreas protegidas y a su vez cercanas entre



las zonas propuestas, por lo que se da en varias situaciones sitios para la restauración muy cercanos a sitios de conservación, por lo que sería interesante para futuras medidas de gestión basar las metodologías analizando la incorporación de ambas situaciones (conservación y restauración) dado que en este caso la restauración ecológica tiene por objetivo maximizar la conservación basada en la importancia de tales áreas para aumentar la conectividad (METZGER & BRANCALION, 2016).

Analizando los sitios propuestos en este estudio, es necesario indicar que la mayoría de estos se encuentran en zonas altamente frágiles, debido a la prominencia de actividades económicas como es la agricultura, la urbanización y la minería, las cuales están presionando el bosque hidrófilo, promoviendo la pérdida de la biodiversidad, emisión de gases de efecto invernadero y degradación de los suelos (ALEXANDER et al., 2016). Esto es relevante considerando el contexto de cambio climático, donde por una parte las especies en estudio que crecen bajo ciertas condiciones hídricas ya están siendo afectadas por la disminución de las precipitaciones, pero, además, la intensa demanda de agua por parte de las industrias de exportación (agricultura y minería) la cual sigue creciendo (BUDDS, 2012). Esto es relevante para el bosque hidrófilo, dado que muchas de las poblaciones se encuentran en zonas de quebradas que probablemente colindan con este tipo de actividades, lo cual puede estar generando una fuerte alteración de su nicho ecológico. Este tipo de actividades desarrolladas en laderas generan una mayor erosión, considerando que estas zonas son más frágiles, donde la alteración del perfil del suelo y la pérdida de vegetación nativa genera un aumento del escurrimiento superficial, resultando en una menor infiltración (ZUAZO et al., 2014), lo que altera al sistema completo al afectar la recarga de acuíferos (BUDDS, 2012).

Otra actividad económica que tiene un efecto marcado es la urbanización en la región Metropolitana, donde los sitios prioritarios se ubican en la periferia de la región, área donde actualmente se está intensificando la mancha urbana (TRINCADO et al., 2021). La expansión urbana es especialmente dañina en áreas de alto valor de conservación, donde se van generando cambios en la composición y estructura de las comunidades biológicas, afectando la funcionalidad y diversidad del paisaje (ROJAS et al., 2017). ROMERO et al., (2010) señalan que la urbanización está incrementando las transformaciones de los usos y coberturas de los suelos, la impermeabilización de sus superficies, la intervención de los cauces fluviales, la destrucción de las áreas vegetadas y la pérdida de sus servicios ambientales. Se debe relevar que las áreas de conservación actúan como pulmones verdes para la población, más aún considerando las condiciones geográficas de la región Metropolitana, por lo que son fundamentales bajo contextos de clima cambiante. Es por ello, la importancia del cómo diseñar las medidas de conservación de los espacios naturales, considerando su conectividad, dado que las áreas naturales protegidas están muy influenciadas por lo que está sucediendo en su entorno, más si este está urbanizado (ROJAS et al., 2017).

Considerando lo expuesto, es de suma importancia mejorar el diseño y planificación del territorio para equilibrar el uso del suelo y no seguir amenazando



a este tipo de formaciones dadas sus altos niveles de fragilidad, por lo que es necesario priorizar áreas de conservación y en su respectivo caso áreas para ser restauradas, bajo un supuesto de equilibrio en el uso del territorio, lo cual permitiría facilitar el flujo continuo y sostenible de los servicios ecosistémicos a las sociedades (ALEXANDER et al., 2016). Esto es fundamental para mantener una convivencia armónica y vivir en territorios saludables y resilientes, social y ambientalmente (MANSOURIAN et al., 2017; REYES et al., 2020), lo cual resulta muy importante en un contexto de cambio climático.

6. Conclusiones

El presente estudio demuestra cómo el cambio climático afecta significativamente la distribución de especies hidrófilas como *Beilschmiedia miersii*, *Cryptocarya alba* y *Persea lingue*, proyectando desplazamientos hacia mayores altitudes y contracción de sus nichos ecológicos actuales. A través de modelos de distribución de especies de alta precisión y análisis multicriterio, se identificaron áreas prioritarias para la conservación y restauración en la zona central de Chile, enfatizando factores como la conectividad, la resiliencia climática, y la reducción de la fragmentación. Estas áreas se encuentran altamente amenazadas por actividades humanas como la urbanización, la agricultura y la minería, lo que destaca la necesidad de políticas integrales que promuevan un equilibrio sostenible entre el desarrollo humano y la protección de estos ecosistemas frágiles. Finalmente, el enfoque adoptado establece una base sólida para la planificación estratégica, favoreciendo la persistencia de estas especies y la provisión de servicios ecosistémicos clave bajo escenarios futuros de cambio climático.

7. Agradecimientos

Al Centro Productor de Semillas y Arboles Forestales (CESAF) de la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza y al Fondo de Investigación del Bosque Nativo (FIBN).

8. Bibliografía

- AGRIMED.; 2017. Atlas Agroclimático de Chile, Tomo III. Recuperado el 21 de junio de 2021, de <http://www.agrimed.cl/atlas/tomo3.html>
- AGUILAR-GARAVITO, M.; RAMÍREZ, W.; 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). 19-26. Bogotá, Colombia.
- ALEXANDER, S.; ARONSON, J.; WHALEY, O.; LAMB, D.; 2016. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *E&S*, 21(1).
- ALVAREZ-MALDINI, C.; ACEVEDO, M.; DUMROESE, R.; GONZÁLEZ, M.; CARTES, E.; 2020. Intraspecific variation in drought response of three populations of *Cryptocarya alba* and *Persea lingue*, two native species from Mediterranean central Chile. *Front. Plant Sci.*, 11.
- BAMBACH, N.; MEZA, F.; GILABERT, H.; MIRANDA, M.; 2013. Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem. *Reg. Environ. Change.*, 13(6), 1245-1257.



BENAVIDES, R.; ESCUDERO, A.; COLL, L.; FERRANDIS, P.; OGAYA, R.; GOURIVEAU, F.; PEÑUELAS, J.; VALLADARES, F.; 2016. Recruitment patterns of four tree species along elevation gradients in Mediterranean mountains: not only climate matters. *Forest Ecol. Manag.*, 360, 287–296.

BERUMEN, S.; LLAMAZARES, F.; 2007. La utilidad de los métodos de decisión multicriterio (como el AHP) en un entorno de competitividad creciente. *Cuad. adm.*, 20(34), 65-87.

BRITO-ROZAS, E.; FLORES-TORO, L.; 2014. Estructura y dinámica de los bosques de belloto el norte (*Beilschmiedia miersii*) de la Cordillera El Melón, comuna de Nogales, región de Valparaíso, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 13-21.

BUDDS, J.; 2012. La demanda, evaluación y asignación del agua en el contexto de escasez: un análisis del ciclo hidrosocial del valle del río La Ligua, Chile. *Rev. geogr. Norte Gd.*, 52, 167-184.

BÜSCHER, B.; SULLIVAN, S.; NEVES, K.; IGOE, J.; BROCKINGTON, D.; 2012. Towards a synthesized critique of neoliberal biodiversity conservation. *Capital. Nat. Social.*, 23(2), 4-30.

BUTTERFIELD, B.; COPELAND, S.; MUNSON, S.; ROYBAL, C.; WOOD, T.; 2017. Restoration: using species in restoration that will persist now and into the future. *Restor. Ecol.*, 25, 155-163.

CARROLL, C.; ROBERTS, D.; MICHALAK, J.; LAWLER, J.; NIELSEN, S.; STRALBERG, D.; WANG, T.; 2017. Scale-dependent complementarity of climatic velocity and environmental diversity for identifying priority areas for conservation under climate change. *Glob. Change Biol.*, 23(11), 4508-4520.

CASAZZA, G.; GIORDANI, P.; BENESPERI, R.; FOGGI, B.; VICIANI, D.; FILIGHEDDU, R.; EMMANUELE, F.; BAGELLA, S.; PISANU, S.; MARIOTTI, M.; 2014. Climate change hastens the urgency of conservation for range-restricted plant species in the central-northern Mediterranean region. *Biol. Conserv.*, 179, 129–138.

CHAZDON, R.; URIARTE, M.; 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*, 48(6), 709-715.

CHEN, I.; HILL, J.; OHLEMÜLLER, R.; ROY, D.; THOMAS, C.; 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026.

CROSSMAN, N.; BRYAN, B.; SUMMERS, D.; 2012. Identifying priority areas for reducing species vulnerability to climate change. *Divers. distrib.*, 18(1), 60-72.

CURSACH, J.; RAU, J.; TOBAR, C.; OJEDA, J.; 2012. Estado actual del desarrollo de la ecología urbana en grandes ciudades del sur de Chile. *Rev. geogr. Norte Gd.*, 52, 57-70.

DÍAZ-FORESTIER, J.; LEÓN-LOBOS, P.; MARTICORENA, A.; CELIS-DIEZ, J.; GIOVANNINI, P.; 2019. Native useful plants of Chile: A review and use patterns. *Econ. Bot.*, 73, 112-126.

DORADO-LIÑÁN, I.; PIOVESAN, G.; MARTÍNEZ-SANCHO, E.; GEA-IZQUIERDO, G.; ZANG, C.; CAÑELLAS, I.; CASTAGNERI, D.; DI FILIPPO, A.; GUTIÉRREZ, E.; EWALD, J.; FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L.; HORNSTEIN, D.; JANTSCH, M.; LEVANIČ, T.; MELLERT, L.; VACCHIANO, G.; ZLATANOV, T.; MENZEL, A.; 2019. Geographical adaptation prevails over species-specific determinism in trees' vulnerability to climate change at Mediterranean rear-edge forest. *Glob. Change Biol.*, 25(4), 1296-1314.



ECHEVERRÍA, C.; COOMES, D.; SALAS, J.; REY-BENAYAS, J.; LARA, A.; NEWTON, A.; 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biol. Conserv.*, 130(4), 481-494.

FERNÁNDEZ, I.; MORALES, N.; 2016. A spatial multicriteria decision analysis for selecting priority sites for plant species restoration: a case study from the Chilean biodiversity hotspot. *Restor. Ecol.*, 24(5), 599-608.

FREUDENBERGER, L.; HOBSON, P.; SCHLUCK, M.; KREFT, S.; VOHLAND, K.; SOMMER, H.; REICHLER, S.; NOWICKI, C.; BARTHLOTT, W.; IBISCH, P.; 2013. Nature conservation: priority-setting needs a global change. *Biodivers. Conserv.*, 22(5), 1255-1281.

GARREAUD, R.; ALVAREZ-GARRETÓN, C.; BARICHIVICH, J.; BOISIER, J.; CHRISTIE, D.; GALLEGUILLOS, M.; LEQUESNE, C.; MCPHEE, J.; ZAMBRANO-BIGIARINI, M.; 2017. The 2010-2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *HESS.*, 21(12), 6307-6327.

GBIF. Junio de 2021. Global Biodiversity Information Facility. Obtenido de <https://gbifchile.mma.gob.cl/>

GÓMEZ, M.; BARREDO, J.; 2005. Integración de Métodos de EMC y SIG: Fases de su aplicación. En G. Cano, & J. Ignaciocoaut, *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio en la Ordenación del Territorio* (2da ed.). 57-84. España.

GONZÁLEZ, M. S.-G.; GARREAUD, R.; MIRANDA, A.; GALLEGUILLOS, M.; JACQUES, M.; PAUCHARD, A.; HOYOS, J.; CORDERO, L.; VÁSQUEZ, F.; LARA, A.; ALDUNCE, P.; DELGADO, V.; ARRIAGADA, UGARTE, A.M.; SEPÚLVEDA, A.; FARÍAS, L.; GARCÍA, R.; RONDANELLI, R.; PONCE, R.; VARGAS, F.; ROJAS, M.; BOISIER, J.P.; CARRASCO, LITTLE, C.; OSSES, M.; ZAMORANO, C.; DÍAZ-HORMAZÁBAL, I.; CEBALLOS, A.; GUERRA, E.; MONCADA, M.; CASTILLO, I.; 2020. Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2. Universidad de Chile, Universidad de Concepción y Universidad Austral de Chile. Obtenido de <https://www.cr2.cl/wp-content/uploads/2020/01/Informe-CR2-IncendiosforestalesenChile.pdf>

HALLMAN, T.; ROBINSON, W.; 2020. Deciphering ecology from statistical artefacts: Competing influence of sample size, prevalence and habitat specialization on species distribution models and how small evaluation datasets can inflate metrics of performance. *Divers. distrib.*, 26(3), 315-328.

HECHENLEITNER, P.; GARDNER, M.; THOMAS, P.; ECHEVERRÍA, C.; ESCOBAR, B.; BROWNLESS, P.; MARTINEZ, C.; 2005. Plantas amenazadas del centro-sur de Chile.

HERNÁNDEZ, O.; ARTIGAS, R.; GONZÁLEZ, J.; GARCÍA, L.; 2018. Modelos predictivos en Biogeografía: aplicación para la modelización de nichos ecológicos en Geografía Física. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 78, 88-126. España.

HIJMANS, R.; CAMERON, S.; PARRA, J.; JONES, P.; JARVIS, A.; 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climato.*, 25(15), 1965-1978.

HILL, J.; STELLMES, M.; UDELHOVEN, T.; RÖDER, A.; SOMMER, S.; 2008. Mediterranean desertification and land degradation: mapping related land use change syndromes based on satellite observations. *Glob. Planet. Change.*, 64, 146-157.

JORQUERA-JARAMILLO, C.; VEGA, J.; ABURTO, J.; MARTÍNEZ-TILLERÍA, K.; LEON,



M.; MIGUEL, A.; GAYMER, C.; SQUEO, F.; 2012. Conservación de la biodiversidad en Chile: Nuevos desafíos y oportunidades en ecosistema. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 85, 267-280.

JUMP, A.; MÁTYÁS, C.; PEÑUELAS, J.; 2009. The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *TREE.*, 24(12), 694-701.

KREMER, K.; PROMIS, Á.; MANCILLA, G.; MAGNI, C.; 2019. Leaf litter and irrigation can increase seed germination and early seedling survival of the recalcitrant-seeded tree *Beilschmiedia miersii*. *AUSTRAL ECOL.*, 44(1), 86-94.

LENOIR, J.; SVENNING, J.; 2015. Climate-related range shifts—a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography*, 38(1), 15-28.

LUEBERT, F.; PLISCOFF, P.; 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.

MAGNI, C.; SAAVEDRA, N.; ESPINOZA, S.; YÁÑEZ, M.; QUIROZ, I.; FAÚNDEZ, Á.; MARTINEZ-HERRERA, E.; 2022. The Recruitment of the Recalcitrant-Seeded *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser, Established via Direct Seeding Is Mainly Affected by the Seed Source and Forest Cover. *Plants*, 11(21).

MANSOURIAN, S.; DUDLEY, N.; VALLAURI, D.; 2017. Forest landscape restoration: Progress in the last decade and remaining challenges. *ER.*, 35(4), 281-288.

MATHIASSEN, P.; PREMOLI, A.; 2016. Living on the edge: adaptive and plastic responses of the tree *Nothofagus pumilio* to a long-term transplant experiment predict rear-edge upward expansion. *Oecologia*, 181(2), 607-619.

MATSKOVSKY, V.; VENEGAS-GONZÁLEZ, A.; GARREAUD, R.; ROIG, F. A.; GUTIÉRREZ, A. G.; LE QUESNE, C.; KLOCK, K.; CANALES, C.; 2021. Tree growth decline as a response to projected climate change in the 21st century in Mediterranean mountain forests of Chile. *Glob. Planet. Chang.*, 198, 103406., 198.

MENDOZA, A.; SOLANO, C.; PALENCIA, D.; GARCIA, D.; 2019. Aplicación del proceso de jerarquía analítica (AHP) para la toma de decisión con juicios de expertos. *Ingeniare. Ingeniare, Rev. chil.*, 27(3), 348-360.

METZGER, J.; BRANCALION, P.; 2016. Landscape ecology and restoration processes. En M. Palmer, J. Zedler, & D. Falk, *Foundations of restoration ecology* (págs. 90-120). Washington DC: Island Press.

MMA.; 2020. (30 de Junio de 2020). Ministerio de Medio Ambiente. Obtenido de <https://consultaciudadanas.mma.gob.cl/storage/consulta/antecedentes/b6d654bb-2ed2-42a6-aac6-dc6ab3a31b25.pdf>

MIRANDA, A.; LARA, A.; ALTAMIRANO, A.; DI BELLA, C.; GONZÁLEZ, M.; CAMARERO, J.; 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecol. Indic.*, 115, 106401., 115, 1-10.

MYERS, N.; MITTERMELER, R.; MITTERMELER, C.; DA FONSECA, G.; KENT, J.; 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.

NOVOA, P. (2004). Determinación del grado de amenaza del belloto del norte, *Beilschmiedia miersii* (Gay) Kosterm., mediante el uso de la metodología UICN 2001. *Chloris Chilensis*.

PAUCHARD, A.; MILBAU, A.; ALBIHN, A.; ALEXANDER, J.; BURGESS, T.; DAEHLER, C.; ENGLUND, G.; ESSL, F.; EVENGÅRD, B.; GREENWOOD, G.; HAIDER, S.; LENOIR, J.;



MCDUGALL, K.; MUTHS, E.; NUÑEZ, M.; OLOFSSON, J.; PELLISSIER, L.; RABITSCH, W.; REW, L.; ROBERTSON, M.; SANDERS, N.; KUEFFER, C.; 2016. Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation. *Biol. Invasions.*, 18, 345-353.

PÉREZ-HERNÁNDEZ, C.; VERGARA, P.; SAURA, S.; HERNÁNDEZ, J.; 2015. Do corridors promote connectivity for bird-dispersed trees? The case of *Persea lingue* in Chilean fragmented landscapes. *Landsc. Ecol.*, 30, 77-90.

PLISCOFF, P.; 2022. Actualización de las áreas protegidas de Chile: análisis de representatividad y riesgo climático. Centro de estudio públicos.

PLISCOFF, P.; FUENTES-CASTILLO, T.; 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Rev. geogr. Norte Gd.*, 48, 61-79.

PROOSDIJ, A.; SOSEF, M.; WIERINGA, J.; AND RAES, N.; 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography*, 39(6), 542-552.

REYES, R.; RAZETO MIGLIARO, J.; BARREAU, A.; MÜLLER-USING, S.; 2020. Hacia una socioecología del bosque nativo en Chile. Social Ediciones.

RIEDEMANN, P.; ALDUNATE, G.; 2014. Flora nativa de valor ornamental. Chile. Zona centro. Identificación y propagación. (Tercera ed.). Chile: Ediciones Jardín Botánico Chagual.

RODRÍGUEZ-ECHEVERRY, J.; ECHEVERRÍA, C.; OYARZÚN, C.; MORALES, L.; 2018. Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landsc. Ecol.*, 33(3), 439-453.

ROJAS, C.; DE LA BARRERA, F.; ARANGUÍZ, T.; MUNIZAGA, J.; PINO, J.; 2017. Efectos de la urbanización sobre la conectividad ecológica de paisajes metropolitanos. *RUG.*, 26(2), 155-182.

ROMERO, H.; FUENTES, C.; SMITH, P.; 2010. Ecología política de los riesgos naturales y de la contaminación ambiental en Santiago de Chile: necesidad de justicia ambiental. *Scripta Nova*, 52(331).

RUIZ-LABOURDETTE, D.; NOGUÉS-BRAVO, D.; OLLERO, H.; SCHMITZ, M.; PINEDA, F.; 2012. Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. *J. Biogeogr.*, 39(1), 162-176.

RUIZ-LABOURDETTE, D.; SCHMITZ, M.; PINEDA, F.; 2013. Changes in tree species composition in Mediterranean mountains under climate change: Indicators for conservation planning. *Ecol. Indic.*, 24, 310-323.

SARRICOLEA, P.; HERRERA-OSSANDON; MESEGUER-RUIZ, Ó.; 2016. Climatic regionalisation of continental Chile. *J. Maps.*, 13(2), 66-73.

TITO, R.; VASCONCELOS, H.; FEELEY, K.; 2020. Mountain ecosystems as natural laboratories for climate change experiments. *Front. For. Glob. Change.*, 3, 38., 3(38), 1-8.

TRINCADO, B.; CABRERA, F.; JIMÉNEZ, V.; LARRAÍN, J.; 2021. El magnetismo de los enclaves naturales como propiciador de los espacios rururbanos en la Región Metropolitana de Santiago. En J. García, Geografía, cambio global y sostenibilidad. Comunicaciones del XXVII Congreso de la Asociación Española de Geografía. Tomo I. Naturaleza, transformación territorial y paisaje (págs. 25-42). San Cristóbal de La



Laguna: Asociación Española de Geografía, AGE y Departamento de Geografía e Historia.

VALENTE, R.; PETEAN, F.; VETTORAZZI, C.; 2017. Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. *Cerne*, 23, 53-60.

VEBLEN, T.; ASHTON, D.; SCHLEGEL, F.; 1979. Tree regeneration strategies in a lowland *Nothofagus*-dominated forest un south-central Chile. *J. Biogeogr.*, 6, 329-340.

VETTORAZZI, C.; VALENTE, R.; 2016. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecol. Eng.*, 94, 255-267.

VON HOLLE, B.; YELENIK, S.; GORNISH, E.; 2020. Restoration at the landscape scale as a means of mitigation and adaptation to climate change. *Curr. Landsc. Ecol. Rep.*, 5, 85-97.

ZUAZO, V.; PLEGUEZUELO, C.; TAVIRA, S.; MARTÍNEZ, J.; 2014. Impacto de la erosión y escorrentía en laderas de agroecosistemas de montaña mediterránea. *Ecosistemas*, 23(1), 66-72.

ZWIENER, V.; PADIAL, A.; MARQUES, M.; FALEIRO, F.; LOYOLA, R.; PETERSON, A.; 2017. Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Divers. distrib.*, 23(8), 955-966.