



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

ESCENARIOS FUTUROS DE DIVERSIDAD ARBÓREA EN LA CUENCA DEL RÍO CAUQUENES

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniera en Recursos Naturales
Renovables y al Grado de Magíster en Gestión Territorial de Recursos
Naturales

CONSTANZA PAZ VERA GARRIDO

Directores de Tesis
Dr. Álvaro Gutiérrez
Dr. Mauricio Galleguillos

Profesores consejeros
Dra. Daniela Manushevich
Dr. Horacio Bown

Profesor evaluador externo
Dr. Cristián Echeverría

SANTIAGO - CHILE
2023

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

ESCENARIOS FUTUROS DE DIVERSIDAD ARBÓREA EN LA CUENCA DEL RÍO
CAUQUENES

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables y al Grado de Magíster en Gestión Territorial
de Recursos Naturales

CONSTANZA PAZ VERA GARRIDO

	Calificaciones
DIRECTORES DE TESIS	
Álvaro Gutiérrez Ilabaca Ingeniero Forestal, Dr.	7.0
Mauricio Galleguillos Torres Ingeniero Agrónomo, Dr.	7.0
PROFESORES CONSEJEROS	
Daniela Manushevich Vizcarra Bióloga, Dra.	6.3
Horacio Bown Intveen Ingeniero Forestal, Dr.	7.0
PROFESOR EXTERNO	
Cristián Echeverría Leal Ingeniero Forestal, Dr.	

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación es resultado de un camino largo, con risas, llantos, claridad y nebulosa. Fue emocionante descubrir el bosque desde un nuevo lente, y descubrirme a mí también, en el proceso.

En primer lugar, agradecer a mi familia, por todo su amor incondicional. A mis padres, Andrea y Osvaldo, por apoyarme en cada decisión que he tomado en mi vida, y por abrir el camino para que pudiera estudiar. A mi abuela, hermanos, cuñados, primos y sobrinos, quienes siempre me preguntaron cuándo iba a terminar la tesis y me animaron con sus chistes y juegos. A mi gatito Simón, cuyos ronroneos me acompañaron durante toda la Universidad. Mención honrosa a mis primos Felipe y Jorge por apoyarme en la revisión histórica, y a mi primo Sergio por enseñarme a no tener miedo de dudar, pues de las dudas vienen las respuestas.

Quisiera agradecer a mis profesores guías por involucrarse sinceramente con esta propuesta y emocionarme conmigo en cada resultado. Gracias Álvaro por la confianza, por compartir tus conocimientos con entusiasmo, por las charlas en el bosque y también las tardes en las que resolvimos las encrucijadas de este trabajo, con una pizarra y un plumón. Gracias Mauricio, por creer en mí desde el principio, aportar siempre una nueva perspectiva, y, sobre todo, transmitirme durante todos estos años la curiosidad genuina por descubrir el mundo que nos rodea.

Agradezco al Laboratorio de Dinámica de la Vegetación, por abrirme sus puertas y compartir conmigo experiencias enriquecedoras. Especialmente a Javier, amigo y compañero, quien tuvo la paciencia de responder todas las inquietudes del modelo que me surgieron en el camino. También al Laboratorio MME, donde hice muchas amistades, y compartimos más de algún terreno en los bosques de Cauquenes. Mención especial a Diego, quien me ayudó con dudas de programación cuando más lo necesité.

No puedo dejar de mencionar a mis amigas Janis, Topi, Fran y Vales, con quienes nos apoyamos mutuamente en todo este proceso. Fueron infinitas tazas de café en el cuerpo, pero su compañía hizo todo aún más entretenido y ameno, sobre todo en los tiempos de pandemia. A mis amigos de “El Olimpo”, espero que sigamos estrechando lazos y compartiendo aventuras. No me olvido de mis compañeros de generación y de ayudantías, compartir con ustedes aportó más en mi formación de lo que quizás imaginan. Y mis hermanas de toda la vida, Valeria, Tika, Ale y Eli, ya son muchos años de vernos crecer.

Finalmente, agradecer a los fondos que apoyaron esta investigación: Proyecto Fondecyt Regular "Tree Species Capacity To Recruit In Future Suitable Environments: The Relevance Of The Regeneration Niche" (FONDECYT 1200468) y Fondo ANID Basal (FB210006) del Instituto de Ecología y Biodiversidad.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

INTRODUCCIÓN	1
MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	3
Efectos del cambio climático en los bosques	3
Efectos del cambio de uso de suelo en los bosques	3
Contexto territorial del bosque en la Cordillera de la Costa del Maule y Ñuble.....	4
Diversidad arbórea	5
Estrategias y políticas forestales en Chile	6
HIPÓTESIS	8
OBJETIVOS.....	8
Objetivo General	8
Objetivos Específicos	8
MATERIALES Y MÉTODOS.....	9
Área de estudio	9
Modelo.....	11
Parametrización de la información de sitio	12
Parámetros de sitio	12
Parametrización de especies	13
Parámetros especie-específicos	13
Parámetro de tipo funcional	14
Parámetros bioclimáticos	15
Parámetro de crecimiento	16
Experimentos de simulación	17
Simulación de la composición vegetal potencial	17
Simulación de la vegetación actual	17
Simulación de la composición vegetal futura	18
Escenarios climáticos.....	18
Escenarios de gestión forestal	19
RESULTADOS.....	21
Parametrización de la información de sitio	21
Parámetros de sitio	21
Parametrización de especies	22
Parámetros especie-específicos	22

Parámetro de tipo funcional	22
Parámetros bioclimáticos	23
Parámetros de crecimiento	23
Experimentos de simulación	25
Simulación de la composición vegetacional potencial	25
Simulación de la vegetación actual	26
Simulación de la composición vegetacional futura	31
DISCUSIÓN	36
Diversidad arbórea	36
Composición y estructura del bosque.....	37
Limitantes y recomendaciones	39
LITERATURA CITADA	42
ANEXOS Y APÉNDICES	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio de la cuenca del río Cauquenes en desembocadura. Se indica descripción de pisos vegetacionales realizada por Luebert y Pliscoff (2017) y coberturas de bosque nativo y plantaciones forestales (Fassnacht et al. 2021).....	10
Figura 2. Climograma de la cuenca del río Cauquenes, en el período 1979-2020, de acuerdo con el producto grillado de 5 km del CR2 (2019).....	11
Figura 3. Distribución en el área de estudio de los 66 sitios de simulación, las 55 calicatas realizadas y las 67 parcelas de medición forestal.....	13
Figura 4. “Curvas tipo” de kType de ForClim. A la izquierda, se muestran las cinco curvas tipo para especies siempreverdes y a la derecha, las curvas para las especies deciduas.....	15
Figura 5. Humedad aprovechable cuenca del río Cauquenes y ubicación de las calicatas utilizadas.	21
Figura 6. Límites bioclimáticos cuenca del río Cauquenes (período 1979-2020)	22
Figura 7. “Curvas tipo” de kType de ForClim (en color negro) y curvas de funciones alométricas (color gris) de cada especie.....	23
Figura 8. Incremento diamétrico anual (cm) por especie, en orden ascendente. Indica el número de árboles y el incremento diamétrico escogido para la parametrización.	24
Figura 9. Simulación de la vegetación potencial predicha por ForClim en comparación con los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2017, fondo azul).	25
Figura 10. Ubicación de los sitios de validación (derecha) y número de parcelas por cada sitio (izquierda).	27

Figura 11. Altitud de las parcelas en los sitios de validación. Los puntos azules corresponden a píxeles de 10 m del Modelo digital de elevación LiDAR (Environment Agency, 2019).	27
Figura 12. Índice Jaccard de la composición vegetal actual en los 10 sitios de validación.	28
Figura 13. Área basal observada (primer panel), área basal simulada sin manejo o potencial (segundo panel), y área basal con manejo (tercer panel)	29
Figura 14. Distribución de clases diamétricas (cm), observada y simulada. El área gris achurada corresponde a la dispersión de las parcelas (media + y – desviación estándar) ...	30
Figura 15. Cambios estacionales en el clima bajo los escenarios climáticos SSP126 y SSP370 para fines de los períodos 2060 y 2100 de los tres rodales representativos.	32
Figura 16. Diferencia entre el índice de Shannon ($\Delta H'$) respecto a la simulación de vegetación actual en el año 2020 para los escenarios combinados de gestión forestal y cambio climático.	33
Figura 17. Área basal en los escenarios de gestión forestal del escenario climático SSP 370. Se muestra el comportamiento de la sucesión forestal desde el año 2020 al 2100.	34
Figura 18. Distribución de clases diamétricas (cm) en los tres rodales representativos: bosque nativo (primer panel), bosque mixto (segundo panel) y plantación forestal (tercer panel). Resultado de fines del año 2100 en el escenario SSP370.	35

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Listado de especies arbóreas dominantes en la cuenca del río Cauquenes utilizadas en las simulaciones de ForClim.	13
Cuadro 2. Parámetros especie-específicos	14
Cuadro 3. Fuentes de información del incremento diamétrico máximo de cada especie. Se señalan las referencias bibliográficas y las mediciones dendrocronológicas.	16
Cuadro 4. Resumen de escenarios de gestión forestal	20
Cuadro 5. Índice Kappa de la simulación de vegetación potencial predicha por ForClim.	26

ÍNDICE DE APÉNDICES Y ANEXOS

Apéndice 1. Resumen de intervenciones con el submodelo de manejo en los sitios de validación	54
Apéndice 2. Lista de los modelos climáticos utilizados para los escenarios SSP126 y SSP 370	55
Apéndice 3. Parámetros especie-específicos utilizados en los experimentos de simulación	56

RESUMEN

El bosque costero maulino, es un ecosistema de importancia mundial debido a su biodiversidad, la presencia de especies filogenéticamente únicas y su alto grado de amenaza. Actualmente, este bosque solo se encuentra en parches remanentes, pues a través del tiempo ha sido reemplazado por otros tipos de uso de la tierra, principalmente monocultivos forestales. En este trabajo se hipotetiza que el efecto del cambio climático generará una disminución significativa de la diversidad arbórea en este ecosistema, y que la gestión forestal será determinante para evitar dicho impacto, principalmente en escenarios que favorecen al bosque nativo por sobre las plantaciones forestales. Se explora esta hipótesis a través de un modelo de dinámica vegetacional, realizando predicciones de la vegetación potencial, actual y futura. La simulación de la vegetación potencial obtuvo un grado de acuerdo Kappa mayor a 0.56, mientras que la reconstrucción de la vegetación actual, evaluada a través del índice de Jaccard, obtuvo valores mayores a 0.75. Las predicciones futuras se analizaron en diferentes escenarios de cambio climático y gestión forestal, para tres rodales representativos: bosque nativo, bosque mixto y plantación forestal, encontrándose que los escenarios de gestión más beneficiosos para la diversidad arbórea fueron: enriquecimiento con especies nativas, cobertura forestal permanente y conversión a bosque nativo, respectivamente. Si bien las proyecciones futuras para fines de siglo mostraron que la diversidad arbórea tiende a aumentar, los cambios composicionales y estructurales son significativos y sugieren un avance de las especies esclerófilas dentro del bosque costero maulino.

Palabras claves: Gestión forestal, plantaciones forestales, *Nothofagus glauca*

ABSTRACT

The Coastal Maulino forest is an ecosystem of global importance due to its biodiversity, the presence of phylogenetically unique species, and its high degree of threat. Currently, this forest is only found in remnant patches, because over time it has been replaced by other types of land use, mainly forest monocultures. This paper hypothesizes that the effect of climate change will generate a significant decrease in tree diversity in this ecosystem, and that forest management will be decisive to avoid this impact, mainly in scenarios that favor native forest over forest plantations. This hypothesis is explored through a vegetation dynamics model, making predictions of potential, current and future vegetation. The simulation of the potential vegetation obtained a Kappa degree of agreement greater than 0.56, while the reconstruction of the current vegetation, evaluated through the Jaccard index, obtained values greater than 0.75. Future predictions were analyzed under different climate change and forest management scenarios for three representative stands: native forest, mixed forest and forest plantation, finding that the most beneficial management scenarios for tree diversity were: enrichment with native species, permanent forest cover and conversion to native forest, respectively. Although future projections for the end of the century showed that tree diversity tends to increase, the compositional and structural changes are significant and suggest an advance of sclerophyllous species within the Coastal Maulino forest.

Key words: Forest management, forest plantations, *Nothofagus glauca*

INTRODUCCIÓN

A lo largo de su historia, los bosques de Chile se han visto mermados debido al aumento de la población y el desarrollo agroforestal. La madera de especies nativas, como el roble y el hualo, fueron altamente cotizadas para la construcción mobiliaria, naval y ferroviaria, si bien prontamente fueron reemplazadas por la madera de especies exóticas de rápido crecimiento (Camus, 2006; Cortés, 2022). Así, las talas descontroladas de bosque nativo fueron un panorama común hasta el siglo XIX, y no es sino hasta la Ley de Bosques, promulgada en 1931, que recién se comienza a regular la actividad forestal y a establecer límites para el sector maderero (Donoso y Otero, 2005).

Producto de las diversas intervenciones históricas, actualmente la superficie forestal en Chile es de 23,73%, de cuya totalidad un 81% corresponde a bosques nativos, 17% a plantaciones forestales y 1% a bosque mixto (FAO, 2020). Del bosque nativo existente, gran parte se encuentra fragmentado, lo cual genera reducción de la conectividad, pérdida en la calidad del hábitat boscoso y modificación en las dinámicas de población (Echeverría *et al.*, 2006; Ghazoul y Chazdon, 2017). Por estas razones, la fragmentación se considera una de las causas principales de pérdida de biodiversidad a nivel global (Turner, 1996; CBD, 2001).

En particular, el bosque costero maulino ha tenido uno de los mayores impactos debido a la fragmentación por introducción de *P. radiata* y *Eucaliptus. ssp*, siendo las plantaciones de especies exóticas el principal uso de suelo por el cual se ha reemplazado el bosque nativo y la cobertura actualmente dominante del paisaje (Miranda *et al.*, 2017). En concreto, estos ecosistemas han perdido cerca de un 26% de su superficie en los últimos 20 años (Miranda *et al.*, 2017). Cifra preocupante, debido al alto nivel de endemismo observado en la Cordillera de la Costa entre los 35° y 36° grados de latitud sur (42.4%) (Arroyo *et al.* 2005) y a encontrarse insertos en el Hotspot chileno de biodiversidad (Armesto *et al.*, 1998). Como resultado, estos bosques se han considerado en estado de peligro y peligro crítico de acuerdo con los criterios de la IUCN (Alaniz *et al.*, 2016), por lo cual es inminente avanzar en su conservación y protección.

Del mismo modo, estos ecosistemas se ven afectados por el cambio climático, que si bien operan a una escala más gradual y acumulativa en el tiempo en comparación a los impactos del cambio de uso de suelo (Clark, 2016; Miranda, 2020), en Chile se ha expresado notablemente en la zona centro del país a través de la megasequía, la cual ha alcanzado déficits anuales de precipitaciones entre 25 a 45% (Garreaud *et al.*, 2017; Garreaud *et al.*, 2019). Las sequías pueden conducir a una disminución de la humedad del suelo, aguas superficiales y subterráneas, con impactos ecológicos y sociales (Garreaud *et al.*, 2017).

En este contexto, Chile se ha comprometido a avanzar hacia un desarrollo más sostenible, en el marco del Acuerdo de París, a través de las Contribuciones Determinadas a Nivel Nacional (CDN). En ellas, se plantea la recuperación de 200.000 ha de bosque nativo y la reforestación de 70.000 nuevas ha (Gobierno de Chile, 2020). Así mismo, las políticas y estrategias nacionales, como la Política Forestal 2030, y la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales, se enfocan en la restauración de bosque nativo (CONAF y MINAGRI, 2016; 2017). Estos lineamientos, si bien esperan una mejoría de la diversidad a

través de principalmente la plantación de especies nativas, no toman en cuenta aspectos clave, como, por ejemplo, que especies tendrían más posibilidades de éxito de acuerdo con su adaptabilidad al cambio climático, o qué estrategia de manejo forestal sería la óptima para estos ecosistemas.

Para explorar estas preguntas, se utiliza el modelo de dinámica de la vegetación ForClim (Bugmann, 1996, Huber *et al.*, 2020). Se eligió este en particular, ya que si bien se han desarrollado diversos modelos para estudiar los bosques que simulan procesos fisiológicos y ecológicos a partir de factores ambientales (Salas *et al.*, 2016), ForClim integra parámetros que proporcionan un enfoque realista para comprender el comportamiento del bosque, y poder realizar simulaciones con perspectivas futuras, a través de un número limitado de supuestos ecológicos (Bugmann, 1996; Bugmann, 2001). Permite realizar simulaciones de la sucesión forestal, incorporando la dinámica de claros, y su mayor ventaja para este estudio es su capacidad de incorporar trayectorias de cambio climático, además del submodelo integrado de manejo forestal. Esto último permite explorar diferentes acciones silvícolas y aproximarse las intervenciones que afectaron a los bosques a lo largo de su historia, así como experimentar posibilidades de manejo futuros (Rasche *et al.*, 2011).

En Chile, se ha ocupado este modelo y modelos similares para estudiar la dinámica sucesional de los bosques templados lluviosos, y el impacto de la sequía en bosques templados lluviosos (Gutiérrez y Huth, 2012; Gutiérrez, 2014). En otros lugares del mundo, algunos estudios han utilizado el modelo ForClim para abordar la historia del bosque y lograr representaciones actuales óptimas (Rasche *et al.*, 2011), y también se han hecho simulaciones bajo situaciones de cambio climático (Rasche *et al.*, 2012). Sin embargo, abordar el cambio climático en conjunto al factor humano proporcionaría resultados más realistas, pues ambos procesos son claves para la dinámica forestal. El objetivo de este trabajo es analizar los escenarios futuros de diversidad arbórea para un sector del bosque costero maulino, considerando ambos factores, con el fin de discriminar las estrategias de gestión forestal más beneficiosas, de este modo, esta investigación también es un insumo para los tomadores de decisión.

MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Efectos del cambio climático en los bosques

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), en su artículo 1, define el cambio climático como el “cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables” (IPCC, 2013).

Chile adopta la definición de la CMNUCC en la Ley 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, en su artículo n°2 (BCN, 2019), siendo además considerado como un país altamente vulnerable al cambio climático, al cumplir con la mayoría de los criterios de vulnerabilidad enunciados por la Convención. Dentro de estos criterios se encuentran: zonas de bosques, territorio susceptible a desastres naturales, áreas costeras de baja altura, y áreas propensas a sequía y desertificación (MMA, 2017). Recientemente en el país han ocurrido eventos climáticos extremos, entre los que se encuentran aluviones, inundaciones y olas de calor. Uno de los eventos climáticos más severos es la megasequía que ha afectado la zona central del país desde el año 2010, a la cual se le atribuye en un 25% de causalidad del cambio climático (Boisier *et al.*, 2016; CR2, 2015; Garreaud *et al.* 2017; Rojas *et al.* 2019).

El aumento de la severidad de las sequías o las alzas de temperaturas extremas puede alterar la estructura, composición y funcionamiento de los bosques (Paquette, *et al.*, 2017), además de favorecer el desarrollo de incendios forestales de gran extensión (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). En este sentido, las proyecciones de cambio en el clima en la zona central indican que estos eventos seguirán ocurriendo y con mayor frecuencia, ya que se espera que para mediados de siglo haya un incremento de 0.7 °C y 1.3 °C en las temperaturas de verano y una reducción de 10-20% de las precipitaciones (CR2, 2020).

Así mismo, la costa de la región del Maule se vería afectada por alteraciones en los procesos hidrológicos tales como la evapotranspiración y el caudal. En algunos sectores, este último disminuiría un 32,1% con respecto a la media anual actual (Galleguillos *et al.*, 2021). Además, dicha situación de estrés hídrico podría verse incrementada con potenciales plantaciones de pinos, lo que intensificaría la reducción del rendimiento hídrico (Galleguillos *et al.*, 2021). Es relevante tomar en cuenta que en esta región ya existen plantaciones forestales extensas, por lo que su adecuada gestión es fundamental para mitigar los efectos del cambio climático (Miranda *et al.*, 2017).

Efectos del cambio de uso de suelo en los bosques

Los cambios de uso del suelo y cobertura de suelo (CUCS) se han considerado como la mayor amenaza para la conservación de la biodiversidad (Sala *et al.*, 2000; Pereira *et al.*, 2010), transformando estos procesos en los principales forzantes del cambio climático a nivel global (Aguayo *et al.*, 2009). Además, sus efectos se han expresado a gran velocidad pues en promedio, una superficie terrestre de 720.000 km² ha cambiado cada año desde 1960

(Winkler *et al.*, 2021), por lo que, comprender su dinámica actual y futura es clave para la generación de políticas de conservación (Mirada *et al.*, 2017).

Respecto al cambio de coberturas de suelo, es decir, las coberturas biológicas o físicas presentes sobre la superficie de la tierra (FAO, 2000), se estima que la superficie original de los bosques nativos de Chile ha disminuido en más de un 50%, desde la llegada de los españoles (Lara *et al.*, 2012). Mientras que, de los bosques maduros remanentes, cerca de la mitad presenta algún grado de alteración (Gutiérrez *et al.*, 2017). En este sentido, la Cordillera de la Costa se considera una de las áreas con mayor velocidad de CUCS (Echeverría *et al.*, 2019), ya que solo entre las regiones de Valparaíso y Los Lagos, el cordón montañoso ha visto reducida su cobertura de bosque nativo de un 30% a un 15% en el período 1986-2011 (Heilmayr *et al.*, 2016; Echeverría *et al.*, 2019). Al respecto, Miranda *et al.* (2017) indican una tasa anual de pérdida de bosques que oscila entre el 0 y el 5.8%, en el mismo rango geográfico, atribuyendo los principales cambios de cobertura de bosque nativo a las coberturas de matorrales, plantaciones forestales y coberturas agrícolas.

Dichas transformaciones se explican en gran parte por el modelo agroexportador que predomina en el país para responder a las demandas externas desde el siglo XIX, siendo necesaria la expansión de tierras de labranza (Camus, 2006). Concretamente, las laderas de la Cordillera de la Costa constituyeron la segunda área donde se expandió el cultivo de trigo, después de los valles, hasta que a fines del siglo éstas retornaron a ser praderas o se abandonaron a la erosión (Bauer, 1970). Por otro lado, la superficie de plantaciones tiene su origen en los subsidios forestales promovidos por el Decreto de Ley 701 que se otorgaron a partir de la década de 1970 (Heilmayr *et al.*, 2020). No obstante, anterior a estos factores económicos y legislativos, las comunidades indígenas también convirtieron muchas de las masas boscosas en llanos para emplazarse y desarrollar su agricultura antes de la llegada de los españoles, aprovechando el clima mediterráneo de la actual Región del Maule y expandiéndose hacia el sur hasta la Región de Los Ríos (Camus, 2002; Lara *et al.*, 2012).

Las modificaciones del paisaje han implicado la fragmentación del bosque en parches más pequeños y aislados entre sí (Haddad *et al.*, 2015). En consecuencia, se genera una reducción del tamaño del hábitat para distintas especies, el aumento del efecto borde y pérdida de conectividad (Lindenmayer y Fischer, 2006). Dependiendo de la gravedad de estos procesos, la composición, estructura y capacidad de recuperación de los bosques puede verse modificada (Otavoia y Echeverría, 2017). Según la configuración de los parches, se pueden ver afectados el microclima forestal, la regeneración, reclutamiento arbóreo, la dispersión de semillas y regímenes de perturbación, como los incendios (Liu, 2018; Ghazoul y Chazdon, 2017). En grados más altos de fragmentación, también se ve afectada la diversidad genética, aumentando las probabilidades de extinción de algunas especies (Bustamante *et al.*, 2005; Schlaepfer, 2018).

Contexto territorial del bosque en la Cordillera de la Costa del Maule y Ñuble

En las zonas costeras de la región del Maule ha habido un fuerte reemplazo del bosque nativo, explicado por los cultivos de trigo que se desarrollaron a fines del siglo XIX para suplir la demanda norteamericana (Bauer, 1970), y más recientemente, debido a la plantación de

árboles exóticos como *Pinus radiata*, que ha generado que el bosque se limite a fragmentos remanentes (Alaniz *et al.*, 2016; Becerra y Simonetti, 2020). Por consiguiente, una alta tasa de disminución se mantuvo hasta fines del siglo XX, con cifras del 5,1 % anual entre el período 1975-1989, y del 4,64% en el período 1990-2000 (Arnold *et al.*, 2009). Como resultado, para el año 2000, el 69% de los parches tenía un tamaño de 100 ha y solo el 3% excedía las 1000 ha (Echeverría *et al.*, 2006). Actualmente, el tamaño promedio es de solo 7 ha, bastante lejano del tamaño original (~40.000 ha) (Echeverría, 2006; Cortés, 2022).

La dominancia de plantaciones forestales en el paisaje costero maulino ha favorecido que especies exóticas como *Pinus radiata* se establezcan hacia el interior de los fragmentos de bosque nativo (Bustamante y Grez, 1995). Así mismo, se ha observado que la invasión de plantas exóticas es mayor dentro de pequeños fragmentos y bordes en comparación con fragmentos más grandes, y que la riqueza de especies depende de la intensidad de la fragmentación (Becerra y Simonetti, 2020). Por lo tanto, los fragmentos que aún no han visto disminuida su riqueza de especies nativas tienen un alto valor ecológico y deben incluirse en planes de conservación de bosques de este tipo forestal (Becerra y Simonetti, 2020).

Uno de los ecosistemas más afectados por estos procesos ha sido el tipo forestal Roble-Hualo, que pasó de tener 950.000 ha a nivel nacional, a solo 188.300 ha para el año 1997, con el 80% presente en la región del Maule (Arnold *et al.*, 2009). Hoy en día, parte de la distribución de este tipo forestal se encuentra presente en los sectores elevados de la Cordillera de la Costa del Maule y Ñuble lo que corresponde en gran medida a sectores cabeceras de la cuenca del río Cauquenes en Desembocadura, donde se inserta el área de estudio de esta investigación. En virtud de lo anterior, es necesario estudiar cómo se comportará en los próximos años frente a los efectos del cambio climático y otros procesos derivados del cambio de uso de suelo.

Diversidad arbórea

La biodiversidad es definida como la “diversidad de organismos vivos, incluyendo los ecosistemas y los complejos ecológicos de los que forman parte, es decir, la diversidad dentro de las especies, entre especies y entre especies-ecosistemas” (CBD, 2006). Existe una relación directa entre la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas y el cambio climático, donde no solo las condiciones ambientales influyen en la biodiversidad, sino que también viceversa, ya que ésta tiene un rol clave en el flujo de GEI y en la mitigación de los impactos del cambio climático (IPBES, 2019; IPCC, 2021).

Específicamente, la diversidad arbórea, se relaciona con múltiples funciones ecosistémicas. Aspectos como la productividad, descomposición de la hojarasca, cobertura vegetal, y la presión de los animales herbívoros se vinculan con esta variable (Hertzog *et al.*, 2019). Así mismo, Day *et al.* (2014) sostienen que los bosques con una mayor diversidad de especies cuentan con más probabilidades de tener un mayor contenido de biomasa, y, por consiguiente, mayor almacenamiento de carbono.

Los cambios en el número de especies en un bosque tienen en consecuencia cambios en una variedad de funciones ecosistémicas (Gamfeldt y Roger, 2017). En general, se observa que los monocultivos forestales pueden alcanzar niveles altos en ciertas funciones (por ejemplo,

productividad), sin embargo, otras funciones tendrán valores más bajos debido a las compensaciones (Gamfeldt y Roger, 2017). En cambio, se ha observado que los bosques diversos pueden proporcionar mayores funciones ecosistémicas dependiendo del número de especies y su composición (Hertzog *et al.*, 2019).

Por otra parte, la diversidad de árboles proporciona estabilidad en el ciclo de nutrientes y resistencia a perturbaciones bióticas y abióticas (Ratcliffe *et al.*, 2017), lo cual puede explicarse por la hipótesis del seguro, que señala que cada especie responde de forma diferente a una perturbación según su sensibilidad. En otras palabras, sitios más diversos o con mayor riqueza de especies, tienen mayor probabilidad de mantener el funcionamiento del ecosistema, debido a que aumenta la probabilidad de que algunas especies sobrevivan, aunque otras se vean afectadas (Yachi y Loreau, 1999).

Finalmente, es preciso señalar que la diversidad arbórea muchas veces significa variabilidad de características, que a su vez se asocia con el uso eficiente de recursos (Hisano *et al.*, 2017). Tal como menciona Morin *et al.* (2011) la diversidad arbórea permite mayor heterogeneidad en la tolerancia a la sombra lo cual repercute un uso más eficiente de la luz solar. Por este motivo, los bosques diversos pueden lograr un efecto de “complementariedad” entre las especies, que aumentan la capacidad de respuesta frente al estrés (Loreau y de Mazancourt, 2013). No obstante, el cambio climático podría modificar las relaciones de complementariedad hacia relaciones de competencia por los recursos disponibles (Paquette *et al.*, 2017).

Estrategias y políticas forestales en Chile

Chile ha incorporado objetivos de biodiversidad en sus políticas actuales con el fin de revertir las causas asociadas al deterioro de los ecosistemas, siendo la Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030 (MMA, 2018) el principal marco rector que detalla las metas nacionales en materia de conservación y uso sustentable de la biodiversidad. Dentro de sus objetivos estratégicos se busca reducir las amenazas sobre los ecosistemas y especies, y proteger la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

De manera más específica, para el sector forestal se detallan directrices en la Política Nacional Forestal para el período 2015-2035, realizada por CONAF e impulsada por el Ministerio de Agricultura (MINAGRI) (2016). Esta política contiene 4 ejes estratégicos, sin embargo, esta investigación se relaciona con dos: (1) Eje de “Protección y restauración del patrimonio forestal” y (2) eje de “Productividad y crecimiento económico”. El primero, explicita que se debe “Restaurar el patrimonio forestal afectado por diversos tipos de catástrofes naturales e intervenciones antrópicas”. La restauración se llevaría a cabo con especies preferentemente nativas en áreas deterioradas, fragmentadas y/o con pérdida de corredores biológicos. En contraste, el eje de productividad busca “Incrementar la cantidad, calidad y productividad de las plantaciones forestales, incorporando a los pequeños y medianos propietarios y productores del sector al proceso de desarrollo forestal del país”. En este caso, las metas apuntan a desarrollar plantaciones en terrenos con aptitud forestal, evitando la sustitución de bosque nativo.

La Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales 2017-2025 (ENCCRV) es otro instrumento cuyo fin es orientar medidas de manejo de los recursos vegetacionales para la mitigación y adaptación al cambio climático. Ésta fue elaborada por el Ministerio de Agricultura y CONAF (2017) y su contenido se alinea con los compromisos internacionales y nacionales, así como con los ejes estratégicos de la Política Forestal. Entre las medidas directas que propone, destacan las denominadas “Programa de forestación y revegetación en comunas/áreas priorizadas” y “Fortalecimiento de restauración ecológica en comunas/áreas priorizadas”, las cuales proponen conformar coberturas vegetacionales nativas para recuperar los bosques y generar servicios ecosistémicos, para contrarrestar los procesos de degradación ocasionados por la fragmentación y las especies exóticas invasoras.

En síntesis, estas estrategias buscan la restauración del bosque nativo, con énfasis en la reforestación. No obstante, esta técnica no siempre tiene los resultados esperados, pues depende de las especies utilizadas y las que tengan mayor probabilidad de prosperar en las condiciones climáticas (Serrada *et al.*, 2005). En el caso chileno, una reciente revisión ha concluido que existe, de manera transversal, resultados deficientes en la fase de establecimiento, lo cual sugiere la necesidad de probar y diseñar nuevas estrategias (Bannister *et al.*, 2018). En este sentido, este trabajo contribuye a dicha exploración, buscando la forma óptima de conservar el bosque y su diversidad. Esto no solo ayudaría a tomar mejores decisiones de gestión forestal, sino que también implicaría ahorrar tiempo y recursos, y adaptar objetivos de gestión a situaciones locales, hoy en día esencial frente a las condiciones de clima cambiante.

HIPÓTESIS

El efecto del cambio climático generará una disminución significativa de la diversidad arbórea en la cuenca del río Cauquenes. La gestión forestal será determinante para evitar esta disminución, principalmente en escenarios de gestión que favorecen al bosque nativo por sobre las plantaciones forestales.

OBJETIVOS

Objetivo General

Analizar los cambios futuros en la diversidad arbórea de la cuenca del río Cauquenes en respuesta a distintos escenarios de cambio climático y de gestión forestal

Objetivos Específicos

- Predecir la composición de los bosques maulinos a partir de datos históricos del uso de la tierra.
- Predecir los cambios en la diversidad arbórea de la cuenca del río Cauquenes bajo distintos escenarios futuros de cambio climático y de gestión forestal

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca del río Cauquenes en Desembocadura, la cual se encuentra entre los 35°40' y los 36°16' de latitud sur (Figura 1). Esta cuenca de 1.639 km² de extensión, se localiza entre dos regiones administrativas, la mayor parte pertenece a la provincia de Cauquenes, Región del Maule, mientras que una parte menor forma parte de la provincia de Ñuble, Región de Ñuble. (MOP, 2011).

Dada su extensión se identifican dos macroformas: la Cordillera de la Costa y la Depresión Intermedia. La Cordillera de la Costa es una cadena montañosa, de relieve suave y ondulado, compuesta principalmente de rocas graníticas y metamórficas. Mientras que la depresión intermedia es una fosa tectónica compuesta por rellenos aluviales producto de la erosión (Villalobos, 2020).

En cuanto al clima, según la última actualización de clasificación de Koppen-Geiger, hecha por Beck *et al.* (2018), esta cuenca se caracteriza por tener un clima templado, con veranos secos y calurosos, donde la temperatura media anual es de 14.7°C y en el mes más caluroso alcanza los 22°C. La precipitación anual es de 814 mm, concentrada de abril a septiembre (Figura 2), con fuerte variabilidad interanual (Galleguillos *et al.*, 2021). Cabe mencionar que, en las cimas de la Cordillera de la Costa puede alcanzar valores un 30% más altos de precipitación que la Depresión Intermedia (Galleguillos *et al.*, 2021).

Con respecto a la vegetación, ésta se caracteriza por bosques jóvenes (i.e. renovales), con dominancia de especies arbóreas caducifolias. La vegetación representa la transición del bosque templado lluvioso al matorral mediterráneo, con especies representativas de ambos tipos vegetacionales (San Martín y Donoso 1995). Se reconocen cuatro pisos vegetacionales descritos por Luebert y Pliscoff (2017), que corresponden a: (1) bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* y *Persea lingue*, (2) Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* y *Azara petiolaris*, (3) Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Lithraea caustica* y (4) Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Peumus boldus* (Figura 1). Además, se encuentran parches dispersos y de gran extensión con plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus spp.* (Figura 1).

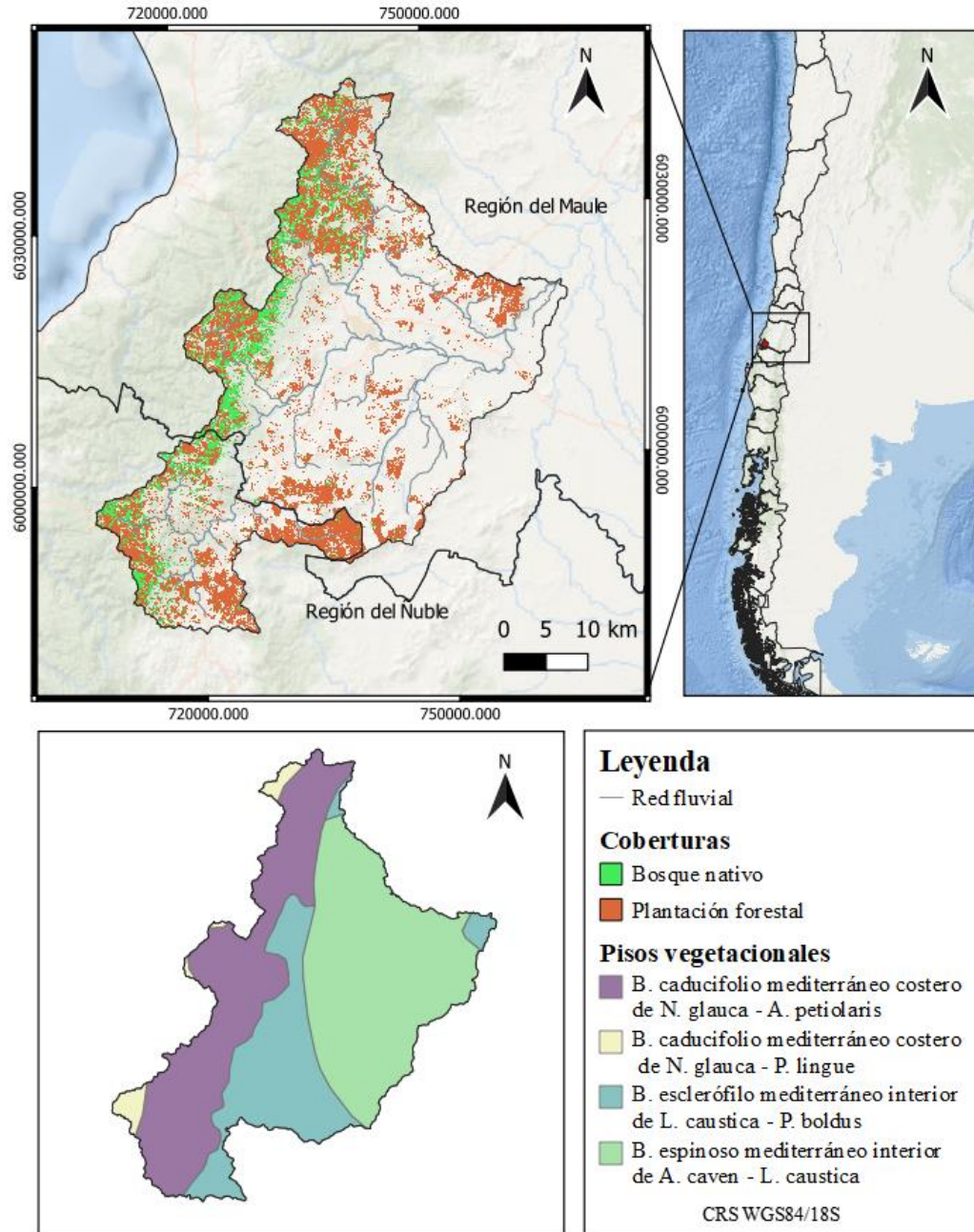


Figura 1. Área de estudio de la cuenca del río Cauquenes en desembocadura. Se indica descripción de pisos vegetacionales realizada por Luebert y Plischoff (2017) y coberturas de bosque nativo y plantaciones forestales (Fassnacht et al. 2021).

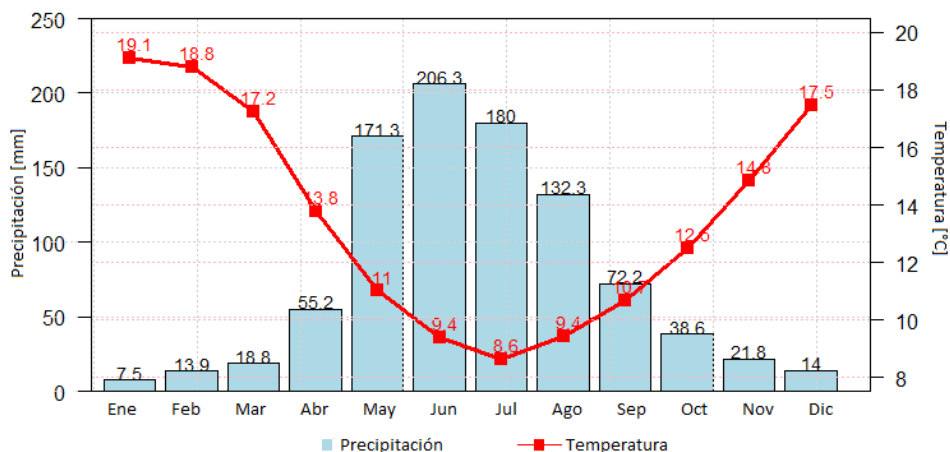


Figura 2. Climograma de la cuenca del río Cauquenes, en el período 1979-2020, de acuerdo con el producto grillado de 5 km del CR2 (2019).

Modelo

Se utilizó el modelo de dinámica vegetal ForClim v4.0.1 (Bugmann, 1996, Huber *et al.*, 2020), el cual es un modelo generalizado de dinámica sucesional desarrollado para representar gradientes ecológicos de los bosques templados (Bugmann, 2001). Se puede aplicar en diferentes áreas geográficas con la misma estructura de modelo, modificando los datos climáticos, propiedades del suelo y el pool de especies arbóreas de las simulaciones. También ha demostrado que la estimación de parámetros logra aproximarse a los nichos fundamentales de las especies y es realista en representar la biomasa y composición de especies en gradientes complejos de temperatura y humedad (Bugmann y Solomon, 2000). Esto último es relevante ya que disminuye la incertidumbre de las simulaciones en escenarios de cambio climático (Bugmann y Solomon, 2000). Sin embargo, es importante tomar en cuenta que no es un modelo espacialmente explícito, al no incluir espacialmente procesos ecológicos como la dispersión de semillas y la germinación (Gutiérrez *et al.*, 2016).

El funcionamiento del modelo incorpora la integración de tres submodelos. El primero de ellos se centra en la planta y sus procesos de dinámica poblacional, el segundo en el clima, y el tercero, en el agua disponible en el suelo, siendo todos estos procesos replicados en parches que se simulan de manera independiente (Bugmann y Solomon, 2000). Adicionalmente, también incluye un submodelo de manejo, el cual permite representar bosques con determinadas intervenciones silvícolas (Rasche *et al.*, 2011).

El modelo calcula la temperatura mínima de invierno, días grado, la humedad del suelo y otros elementos, basándose en datos climáticos históricos del área de estudio, y las condiciones iniciales de la simulación (Rasche *et al.*, 2011). Utilizando estas variables, simula a escala anual los procesos ecológicos como establecimiento, crecimiento y mortalidad de los árboles, los cuales están condicionados por diversos factores, tales como: la disponibilidad de luz a la altura a la que crece el árbol, la temperatura de la temporada de crecimiento, la humedad del suelo, la temperatura mínima de invierno, la presión por

animales herbívoros, estrés en el crecimiento de los árboles por factores ambientales, entre otros (Rasche *et al.*, 2011).

Parametrización de la información de sitio

Parámetros de sitio

Se distribuyeron en el área de estudio 66 puntos de simulación, cubriendo la totalidad de la cuenca del río Cauquenes (Figura 3). Para cada punto de simulación, se debió caracterizar el clima actual, para lo cual se recurrió al producto grillado de CR2met v2.0 (5 km de resolución) (CR2, 2019) concerniente a temperatura y precipitación media de cada mes para el período 1979-2020. Con esta información, se calculó el promedio y la desviación estándar de ambos elementos del clima para los doce meses de cada año, así como la correlación cruzada entre temperatura y precipitación (Bugmann, 1994).

En cuanto al parámetro de humedad aprovechable del suelo (kBS), éste se estimó haciendo uso de la base de datos de calicatas generada por el Laboratorio de Física de Suelos de la Universidad de Chile. Estas calicatas se realizaron en unidades homogéneas de terreno basadas en la geomorfología y en cortes de camino, donde se procedió a la descripción morfológica de los suelos por horizontes (Soil Survey Staff, 2003; SAG, 2011). Utilizando las descripciones de calicatas, se pudo establecer la profundidad máxima como aquella hasta donde se observaban raíces finas. En total, fueron 55 calicatas a las que se les calculó humedad aprovechable (Ha), de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$Ha = (CC - PMP) \times Pr \quad (1)$$

Donde, CC corresponde a la capacidad de campo, PMP al punto de marchitez permanente y Pr la profundidad del horizonte (Varas y Sandoval, 1988). Se sumó el resultado de humedad aprovechable de cada horizonte para obtener el valor total en cada perfil de suelo. Posteriormente, se realizó una interpolación para obtener la Ha en todos los píxeles de la cuenca, utilizando las series de suelo elaboradas por CIREN (1997), asumiendo que la Ha sería similar dentro de una misma serie de suelo.

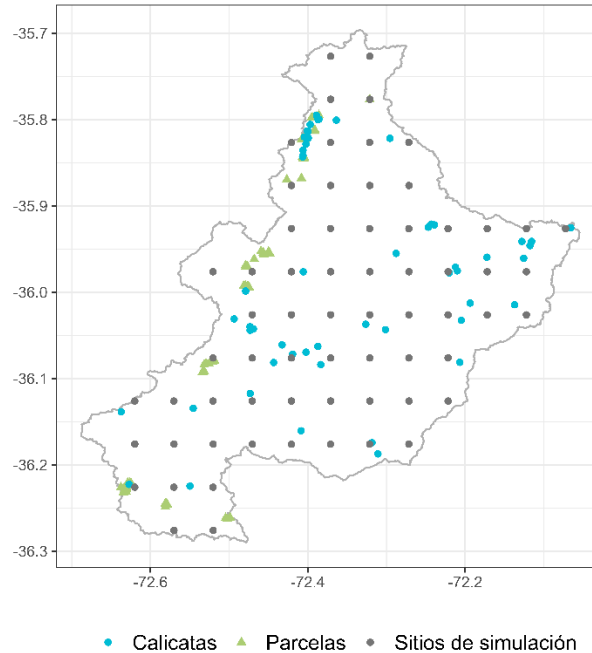


Figura 3. Distribución en el área de estudio de los 66 sitios de simulación, las 55 calicatas realizadas y las 67 parcelas de medición forestal.

Parametrización de especies

Parámetros especie-específicos

ForClim requiere de la parametrización de todas aquellas especies arbóreas dominantes pertenecientes a los bosques del área de estudio (Cuadro 1). Para seleccionar estas especies se usó como referencia las descripciones de Luebert y Pliscoff (2017) de los pisos vegetacionales identificados como bosques en el área de estudio (Figura 1), y las especies con mayor dominancia observadas en la cuenca, es decir, aquellas con mayor área basal. Esto último se obtuvo de 67 parcelas de 706 m² distribuidas en la cuenca del río Cauquenes (Figura 3), con información de diámetro a la altura del pecho (DAP, 1.30 m) y altura de todas las especies arbóreas con un diámetro mayor a 5 cm.

Cuadro 1. Listado de especies arbóreas dominantes en la cuenca del río Cauquenes utilizadas en las simulaciones de ForClim.

Especie	Nombre común	Acrónimo
<i>Acacia caven</i> (Mol.)	Espino	ACCA
<i>Cryptocarya alba</i> (Mol.)	Peumo	CRAL
<i>Gevuina avellana</i> (Mol.)	Avellano	GEAV
<i>Lithraea caustica</i> (Mol.)	Litre	LICA
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.)	Radal	LOHI
<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	Arrayán	LUAP

<i>Nothofagus glauca</i> (Phil.)	Hualo	NOGL
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.)	Roble	NOOB
<i>Peumus boldus</i> (Mol.)	Boldo	PEBO
<i>Quillaja saponaria</i> (Mol.)	Quillay	QUSA
<i>Pinus radiata</i> (D.Don)*	Pino	PIRA
<i>Eucalyptus globulus</i> (Labill.) *	Eucalipto	EUGL

*= Especies que son parte del pool pero que no se utilizaron en la simulación de vegetación potencial

Posteriormente, a partir de una búsqueda bibliográfica, se generó una base de datos de rasgos funcionales de las especies arbóreas nativas y exóticas, focalizada en los parámetros de ForClim v4.0 (Huber *et al.* 2020) (Cuadro 2), entre ellos, tolerancia a la sombra (kLa); altura máxima (kHMax), edad máxima (kAMax), diámetro máximo (kDMax), requerimientos lumínicos mínimos para el reclutamiento de especies, (kLy), densidad de la madera (kWD), entre otros. Mientras que, para los parámetros correspondientes a la tasa de crecimiento (kG), el tipo funcional de la especie (kType) y los parámetros bioclimáticos (kWiTN, kWiTX, kDrTol y kDDmin), se utilizaron las metodologías que se detallan a continuación.

Cuadro 2. Parámetros especie-específicos

Código	Unidad	Significado
kHMax	m	Altura máxima
kAMax	Años	Longevidad máxima
kDMax	c m	Diámetro máximo de fuste a 1.3 m de altura
kG	cm/año	Tasa máxima de incremento en diámetro de fuste
kDDMin	°C*días	Suma anual de días-grado mínima
kWiTN	°C	Temperatura mínima de invierno
kWiTX	°C	Temperatura máxima de invierno
kDrTol	-	Tolerancia a la sequía
kBrow	-	Sensibilidad a la herbivoría
kLy	-	Tolerancia lumínica mínima para el reclutamiento
kLa	-	Tolerancia a la sombra
kWD	t /m ²	Densidad de la madera
kLQ	-	Relación C:N de la hojarasca
kNTol	-	Tolerancia a la disponibilidad baja de nitrógeno
kRedMax	%	Reducción máxima de kHmax
kType	-	Tipo funcional de la especie

Parámetro de tipo funcional

El parámetro de tipo funcional de la especie (kType) separa las especies de hoja perenne de las de hoja caduca, reconociendo que estas especies se diferencian tanto en área foliar específica y peso foliar, y considerando también la relación entre el peso del follaje y el

diámetro a la altura del pecho (DAP) (Bugmann, 1994). Para la parametrización se realizó una búsqueda bibliográfica de las funciones alométricas para cada especie, de la relación existente entre peso foliar y DAP. Cada curva alométrica revisada se comparó con las “curvas tipo” de ForClim (Figura 4), con el fin de asignar a cada especie el parámetro de la curva tipo que se correspondiera con su comportamiento, y que estuviese dentro de los umbrales de confianza, de acuerdo con Gutiérrez y Huth (2012). Para las especies que no tuvieron una función alométrica de peso foliar en la literatura, se consultó con expertos en ecología de especies arbóreas nativas, que asignaron un parámetro de acuerdo con la arquitectura foliar de cada especie.

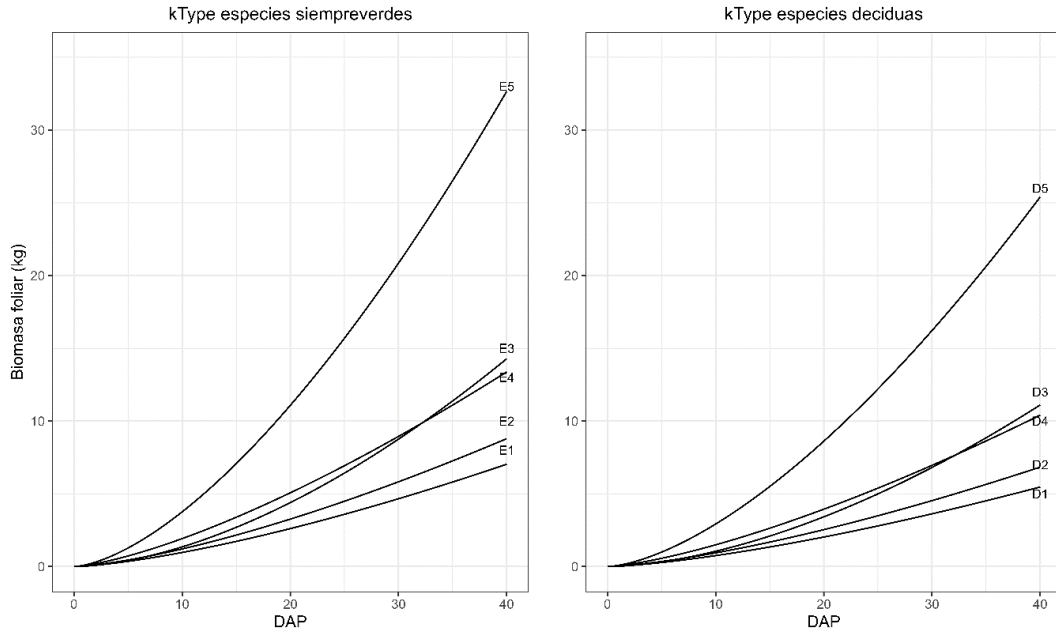


Figura 4. Curvas teóricas de biomasa del follaje utilizadas en ForClim para los distintos tipos funcionales de especies (kType). A la izquierda, se muestran las cinco curvas para especies siempreverdes y a la derecha, las curvas para las especies deciduas.

Parámetros bioclimáticos

Para determinar los parámetros bioclimáticos de cada especie, se utilizó la información de sitio, es decir, precipitación, temperatura media y humedad aprovechable, con los cuales, siguiendo las ecuaciones de Bugmann (1996) se calculó la suma anual de días-grado mínima (kDDmin), temperatura media mínima de invierno (kWinTN), temperatura media máxima de invierno (kWiTX) y valor máximo de tolerancia a la sequía (kDrTo). Esto se realizó en la distribución geográfica de cada especie, de acuerdo con los pisos vegetacionales de Luebert y Plissock (2017) y dentro de los límites de la cuenca del río Cauquenes, con el fin de precisar las tolerancias bioclimáticas a un nivel local. Para escoger el valor de cada parámetro, se buscó el que permitiera a la especie aparecer en la totalidad de sitios de simulación correspondientes a su distribución en la cuenca, aceptando como máximo solo dos errores de omisión.

Parámetro de crecimiento

Para la estimación del parámetro de tasa máxima de incremento en diámetro de fuste (kG), se utilizó la base de datos del Laboratorio de Dinámica de la Vegetación de la Universidad de Chile, que contiene mediciones de crecimiento radial para 6 de las 12 especies arbóreas dominantes de la cuenca del río Cauquenes, correspondientes a 608 árboles en total (Cuadro 3). Con esta información se calculó el máximo incremento diamétrico anual para cada especie, multiplicando el ancho de anillo por dos, y luego se convirtió a la tasa de crecimiento especie-específico (kG) requerida por el modelo, utilizando la ecuación de crecimiento de ForClim 4.0 (Hubert *et al.*, 2012). Para las especies sin registros empíricos, se recurrió a fuentes bibliográficas de incremento diamétrico, como en el caso de *P. radiata*, *E. globulus*, y *L. hirsuta*. En último caso, para las especies que no tuvieron un valor revisado en la bibliografía, se les asignó uno según sus tendencias conocidas de crecimiento (especie de crecimiento rápido o lento). En este caso, *P. boldus* y *L. caustica* se describieron como especies de lento crecimiento (Sardans y Peñuelas, 2013; Vogel *et al.*, 2011; Torres *et al.*, 1980), por lo que se les asignó un valor menor o igual a 1, conforme a lo observado en las demás especies esclerófilas. Mientras que, a *G. avellana*, al ser una especie de rápido crecimiento (Ostria *et al.*, 2015), se le asignó un valor mayor a 1.

La tasa de crecimiento se traduce en una ventaja o desventaja competitiva para las especies (Bugmann 1994), por lo que para escoger el valor kG final se realizó una calibración manual a través de simulaciones con competencia entre especies. En esta calibración se verificó que la especie se comportara conforme al conocimiento teórico de la dinámica sucesional, es decir que, las especies pioneras (i.e *N. glauca*, *N. obliqua*, *A. caven*) se establecieran antes, para posteriormente dar paso a las especies más tolerantes a la sombra (i.e *P. boldus*, *Q. saponaria*) (Armesto y Pickett, 1985; Aravena *et al.*, 2002).

Cuadro 3. Fuentes de información del incremento diamétrico máximo de cada especie. Se señalan las referencias bibliográficas y las mediciones dendrocronológicas.

Especie	Fuente
<i>Acacia caven</i> (Mol.)	Mediciones (29 árboles)
<i>Cryptocarya alba</i> (Mol.)	Mediciones (419 árboles)
<i>Gevuina avellana</i> (Mol.)	Ostria <i>et al.</i> (2015)
<i>Lithraea caustica</i> (Mol.)	Torres <i>et al.</i> (1980)
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.)	Kühn <i>et al.</i> (2021)
<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	Mediciones (1 árbol)
<i>Nothofagus glauca</i> (Phil.)	Mediciones (57 árboles)
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.)	Mediciones (17 árboles)
<i>Peumus boldus</i> (Mol.)	Vogel <i>et al.</i> (2011)
<i>Quillaja saponaria</i> (Mol.)	Mediciones (85 árboles)
<i>Pinus radiata</i> (D.Don)*	Spurr (1962), Piirto (2005)
<i>Eucalyptus globulus</i> (Labill.) *	Virginia y Monteoliva (2010), Santelices (2005)

Experimentos de simulación

Simulación de la composición vegetacional potencial

Se realizó una simulación para un período sucesional de 1500 años en los que se buscó que el patrón sucesional predicho por el modelo se estabilizara (spin up, Elkin *et al.*, 2013). En cada punto se simularon 200 parches de 800 m², en los cuales se permitió el establecimiento de todas las especies seleccionadas en suelo desnudo, considerando la competencia entre ellas (Gutiérrez *et al.*, 2016). Se corrió la simulación en cada sitio bajo el clima actual según CR2met considerando el período 1979-2020. La predicción de composición a los 1500 años de sucesión fue considerada como la vegetación potencial que podría ocurrir en cada sitio.

Posteriormente, se comparó la predicción de la vegetación potencial, con los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2017), evaluando la presencia y ausencia de especies dominantes. Para esto se utilizó una matriz de confusión e índice Kappa (Cohen, 1960), para calcular el grado de semejanza entre las observaciones emparejadas (Ariza-López *et al.*, 2018), es decir, entre lo predicho por el modelo y lo establecido por los pisos vegetacionales.

Simulación de la vegetación actual

Obtenida la vegetación potencial se realizaron cortas de árboles en los bosques simulados por medio del submodelo de manejo, el cual permite ejecutar talas selectivas, talas rasas, aclareos y plantaciones (Rasche *et al.*, 2011), de forma de aproximar la representación del bosque a su estado actual. Para decidir las intervenciones a realizar, se tomaron como referencia los procesos históricos ocurridos en la costa maulina, que se encontraron documentados en los libros e informes referenciados en los párrafos siguientes.

El manejo se realizó solo en los sitios donde se contaba con datos de parcelas para posteriormente poder validar las predicciones del modelo. En total, se consideraron 10 sitios de validación, abordando los tres tipos de rodal presentes en la cuenca, es decir, bosque nativo (2 sitios), bosque mixto (6 sitios) y plantación forestal (2 sitios). Se intervino cada rodal de forma diferente de acuerdo con los supuestos que se detallan a continuación:

1) En los rodales de plantaciones, luego de obtenida la vegetación potencial, se continuó la simulación desde el año 1500 hasta el año 1973 en el cual se realizaron talas rasas, y se plantó *P. radiata* y *E. globulus* en los puntos de validación. Esta decisión se tomó a partir de los censos agropecuarios en los que se observa que alrededor de este año y el año 1997 las superficies forestales se quintuplican en la Región del Maule (INE, 2007) lo que se relaciona con el inicio de las bonificaciones del Decreto de Ley 701 en la región. Las plantaciones fueron sometidas a talas rasas luego de 25 años para posteriormente volver a plantar estas especies, sin permitir el establecimiento de otras especies arbóreas. No se realizaron otros tratamientos en la simulación dejándola correr hasta el año 2020.

2) En los rodales de bosque mixto, se continuó la simulación desde el año 1500 para luego realizar talas selectivas de roble a partir de 1820, ya que de acuerdo con Maino (1996), la madera de esta especie era altamente utilizada con fines navales y de construcción. Estas talas correspondieron a extraer árboles >20 cm de DAP, ya que se asumió que estos eran los más pertinentes para este tipo de usos. No obstante, en algunos sitios se talaron todos los

robles por igual, en concordancia con Elizalde (1958), quien describe que se “limpiaban” las roblerías de la montaña, sin mayores precauciones y dejando la tierra desnuda. Posteriormente, se realizaron talas rasas totales de bosque nativo a partir de 1850, época donde se despejaron tierras para cultivo de trigo, en el contexto de la “Fiebre del oro en California” (Elizalde, 1958; Bauer, 1970; Camus, 2006). Además, se intervino con “incendios forestales”, ya que la zona de Cauquenes ha sido afectada por el fuego numerosas veces en toda su historia, teniendo evidencia de cicatrices de incendio desde 1980 (Miranda *et al.*, 2022). En el caso del sitio 9 se intervino con un segundo incendio, más reciente, pues tenía registros de una cicatriz de incendio del año 2015. Es preciso señalar que ForClim no permite incorporar el incendio directamente, por lo que se realizó una tala bajo dosel para simular el efecto. Con estas configuraciones (Apéndice 1), la simulación se dejó correr hasta el año 2020, permitiendo el establecimiento de cualquier especie arbórea nativa o exótica (*P. radiata* o *E. globulus*).

3) En los rodales de bosque nativo, se realizaron las mismas intervenciones que en el caso del bosque mixto, con la diferencia de que no se permitió el establecimiento de especies arbóreas exóticas. Luego, se dejó correr la simulación hasta el año 2020.

Los resultados de la simulación se compararon con los datos provenientes de la base de datos de parcelas, utilizando el índice de Jaccard. Este índice es una medida de similitud entre dos conjuntos de elementos, basado en el número de especies compartido y el número de especies único para cada uno de ellos (Jaccard, 1901). Sus valores se encuentran en un rango de 0 a 1, siendo 0 cuando no hay especies compartidas y 1 cuando los dos conjuntos tienen la misma composición de especies (Reyes y Torres-Florez, 2009). Cabe señalar que, cuando un sitio de validación coincidió con varias parcelas dentro del mismo píxel, se consideró el promedio de las parcelas.

Adicionalmente, también se compararon salidas del modelo correspondientes a variables estructurales del bosque, como el área basal y la distribución de clases diamétricas, para verificar si la simulación representó efectivamente bosques de tipo renoval como los de la cuenca del río Cauquenes (Muñoz *et al.*, 2013).

Simulación de la composición vegetacional futura

Tras la validación de la vegetación actual, se realizaron predicciones futuras bajo distintos escenarios climáticos y de manejo silvícola. El análisis se llevó a cabo a través de dos períodos, 2020-2060 y 2060-2100.

Para abordar todos los tipos de rodal identificados en la cuenca (bosque nativo, bosque mixto y plantación forestal), se seleccionó un sitio de validación por cada uno, quedando solamente tres sitios de simulación futura. Los sitios elegidos fueron aquellos que entregaron mejores representaciones de los rodales observados.

Escenarios climáticos

Para los escenarios climáticos se utilizaron las Trayectorias Socioeconómicas Compartidas SSP126 y SSP370, los cuales se consideran escenarios de alta prioridad para el informe de la Sexta Evaluación del informe del IPCC (O'Neill *et al.*, 2016). El primero de estos escenarios

(SSP126) propone un forzamiento radiativo de $2,6 \text{ Wm}^{-2}$, siendo un futuro optimista o de “sostenibilidad”, con reducción de emisiones y una transición a energías renovables (Nazarenko et al., 2022). El segundo escenario (SSP370), de “rivalidad regional” propone un forzamiento radiativo de $7,0 \text{ Wm}^{-2}$, con alta emisión de contaminantes atmosféricos y rápido crecimiento de la población (Fujimori et al., 2017), se puede considerar un escenario “intermedio” ya que no es el más pesimista de los SSP. Estos forzamientos radiativos corresponden a los niveles totales para finales del siglo XXI, sin embargo, es relevante mencionar que son solo indicativos ya que las diferencias entre los ESM (Earth system models) que implementan las mismas concentraciones y abundancia de aerosoles son sustanciales.

En esta investigación, se dispuso de 17 modelos por cada escenario (SSP126 y SSP370), facilitados por el Departamento de Geofísica de la Universidad de Chile (Apéndice 2). Con esta información, se pudieron establecer los parámetros de cambio climático requeridos por el modelo para realizar este tipo de predicciones. Para ello, se obtuvieron las medias y desviaciones estándar, de las temperaturas y precipitaciones futuras estacionales, y luego se estimaron los deltas con respecto al clima actual, representado por la línea base. De esta forma, los deltas de temperatura se calcularon como la diferencia absoluta entre las medias de temperatura entre los períodos futuros (2060 y 2100) y la línea base (1979-2020). Mientras que los deltas de precipitaciones se calcularon de la misma forma, a través de la diferencia relativa. Este proceso se repitió para las desviaciones estándar y para la correlación cruzada entre ambas variables. Se estimaron los deltas para cada uno de los 17 modelos estudiados ellos y luego se utilizó la mediana, lo que significa que cada parámetro de los escenarios correspondió a un ensamble de los 17 modelos climáticos.

Escenarios de gestión forestal

Se consideraron tres escenarios posibles de gestión forestal (Cuadro 4), con el fin de aumentar la biodiversidad del bosque:

- 1) Cobertura forestal permanente (CFP): Este corresponde a un escenario pasivo o de no-acción, donde se considera la mantención de las coberturas actualmente presentes bajo el supuesto de si se “abandonaran”, sirviendo como un punto de comparación respecto a los demás escenarios. Por lo tanto, no se realizó ningún tipo de intervención y desde el año 2020 se permitió la regeneración tanto de especies nativas como exóticas, sin importar si el estado inicial del rodal constituía plantación, bosque nativo o bosque mixto.
- 2) Conversión de plantaciones forestales (CPF): Se plantea la eliminación absoluta de todo individuo de *Pinus radiata* o *Eucalyptus globulus* a partir del año 2020, como una estrategia ecológica para regresar el sitio a su estado nativo original, y además evitar la posible invasión de *P. radiata* dentro del bosque nativo, reconociendo que este proceso se ve favorecido en el área de estudio debido a la fragmentación (Laurance *et al.* 1997). Posterior a la intervención, solo se permitió la regeneración de especies nativas.
- 3) Enriquecimiento con especies nativas (EEN): Esta estrategia supone la plantación de especies nativas de forma complementaria a la regeneración natural, bajo la premisa

de que las plantaciones suplementarias mejoran la biodiversidad y tienen el beneficio de generar bosques más resistentes al cambio climático (Ipinza *et al.*, 2021). Esta intervención se realizó en el año 2030, permitiendo la regeneración tanto de especies nativas como exóticas, sin importar el tipo de rodal. Las especies utilizadas en la plantación fueron elegidas mediante una proporción mixta de pioneras y tolerantes (Ipinza *et al.*, 2021), constituida por *Nothofagus glauca* (50%), *Cryptocarya alba* (20%), *Lithrea caustica* (10%) y *Quillaja saponaria* (10%), con un total 1000 árboles/hectárea plantados, tomando como referencia otros trabajos de plantación suplementaria en el bosque costero maulino, como el de la Fundación Reforestemos (2017).

Cuadro 4. Resumen de escenarios de gestión forestal

Escenario de gestión forestal	Eliminación de especies exóticas	Plantación con especies nativas	Regeneración de especies nativas	Regeneración de especies exóticas
Cobertura forestal permanente	No	No	Sí	Sí
Conversión de plantaciones forestales	Sí	No	Sí	No
Enriquecimiento con especies nativas	No	Sí	Sí	Sí

Finalmente, para analizar los datos obtenidos se utilizó el índice de diversidad de Shannon (Ecuación 2), el cual ya ha sido utilizado en estudios similares con el modelo ForClim (Elkin *et al.*, 2013). Este índice refleja la heterogeneidad de una comunidad considerando tanto el número de especies presentes como su abundancia relativa (Shannon, 1949). Se calculó al final de cada período de simulación (2060 y 2100), y en cada escenario climático, para posteriormente estimar la diferencia con respecto al año 2020.

$$H_{\text{especies}} = - \sum_{i=1}^s p_i (\ln p_i) \quad (2)$$

Complementariamente, se extrajo de las salidas del modelo la información respecto al área basal a través del tiempo y la distribución de clases diamétricas por especie. Esto se realizó para el escenario más pesimista (SSP370), lo que permitió analizar las consecuencias más drásticas que podrían afectar al bosque de estudio en cuanto a su estructura y composición futura.

RESULTADOS

Parametrización de la información de sitio

Parámetros de sitio

Las 55 calicatas con descripción de suelos cubrieron la mayor parte del área de estudio, casi de manera homogénea (Figura 5), dejando solo algunos vacíos en la parte sur y norte de la cuenca. Se observó un gradiente de humedad aprovechable del suelo descendiente de oeste a este, con los mayores valores en el extremo sur de la cuenca, donde se alcanzó un máximo de 22.7 cm, en contraste con el valle central, que bordeó los 11 cm en promedio, con un mínimo de 7.9 cm

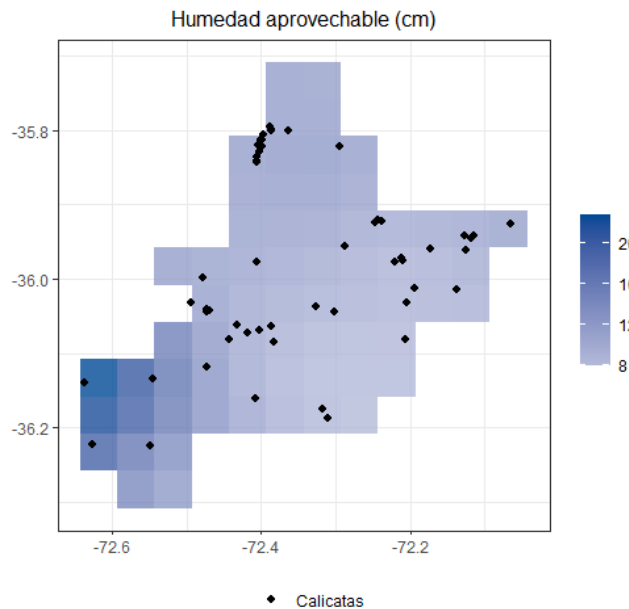


Figura 5. Humedad aprovechable cuenca del río Cauquenes y ubicación de las calicatas utilizadas.

En cuanto a los datos de precipitación y temperatura, fue posible observar que la precipitación acumulada anual varió entre los 726 a 1098 mm en los 66 sitios de simulación, mientras que la temperatura abarcó un rango de 12.6 a 14.6°C, con menores valores en invierno (8.6°C). Esta información, junto a la humedad aprovechable, fue traducida en términos de variables bioclimáticas por el modelo (Figura 6), mostrando un claro gradiente de oeste a este, así como diferencias a lo largo de la Cordillera de la Costa, conforme varía la latitud. Lo anterior se evidencia en el índice de sequía, donde los valores más altos se encuentran en la sección norte de la cordillera, y los más bajos aparecen en medida que se avanza en dirección norte-sur. Así mismo, las temperaturas mínimas de invierno, cuyo rango de variación es de 8 a 9°C, concentra los valores máximos en la parte central de la cuenca y los valores mínimos se distribuyen hacia el sur. En cambio, la suma mínima de días-grado varía en gradiente oeste-este, con los valores máximos en la sección oriental de la cuenca, entre un rango de 2600 a

3600°C por día. De esta manera, el costado inferior izquierdo de la cuenca indica el sector más húmedo y frío, mientras que el valle central es el más árido y cálido.

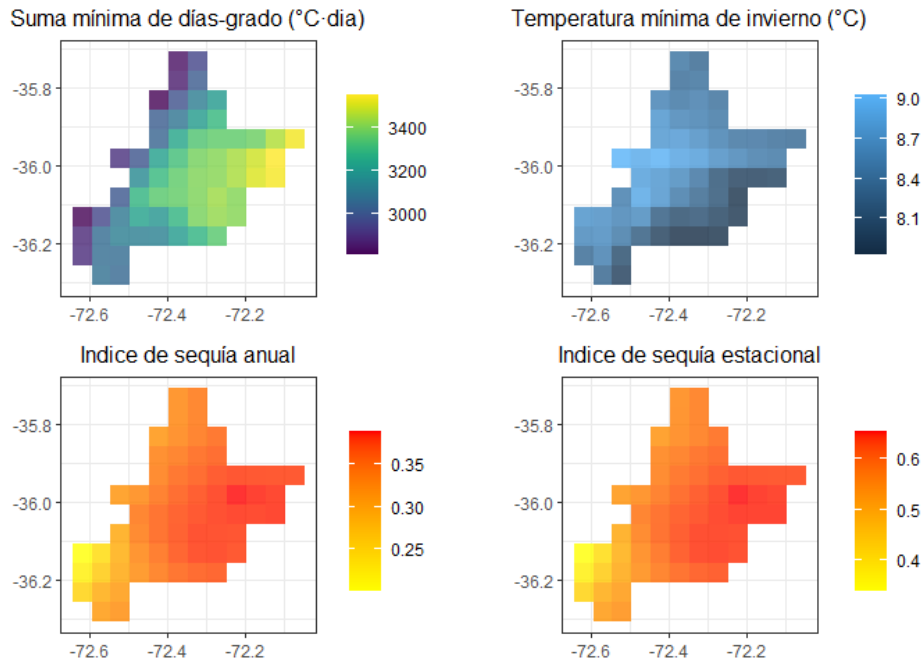


Figura 6. Límites bioclimáticos cuenca del río Cauquenes (período 1979-2020)

Parametrización de especies

Parámetros especie-específicos

En total fueron 10 especies arbóreas nativas identificadas como dominantes dentro de la cuenca, además de las especies arbóreas exóticas observadas en las parcelas, correspondiente a *P. radiata* y *E. globulus*. Para todas fue posible establecer los parámetros especie-específicos a través de la búsqueda bibliográfica, los cuales se presentan en el Apéndice 3.

Parámetro de tipo funcional

De las 12 especies seleccionadas, 4 son caducifolias y 8 siempreverdes. Se encontraron funciones alométricas para 6 de las especies, permitiendo clasificarlas a uno de los cinco grupos definidos por el modelo, con respecto a su capacidad de proyectar sombra (Bugmann, 1965). Esto permitió clasificar con alta precisión a las especies encontradas, reduciendo la incertidumbre referente a la competencia por luz (Figura 7). Las especies que fueron clasificadas a través de criterio experto en base a su arquitectura foliar corresponden a *A. caven*, *G. avellana*, *L. apiculata*, *Q. saponaria* y *L. caustica*.

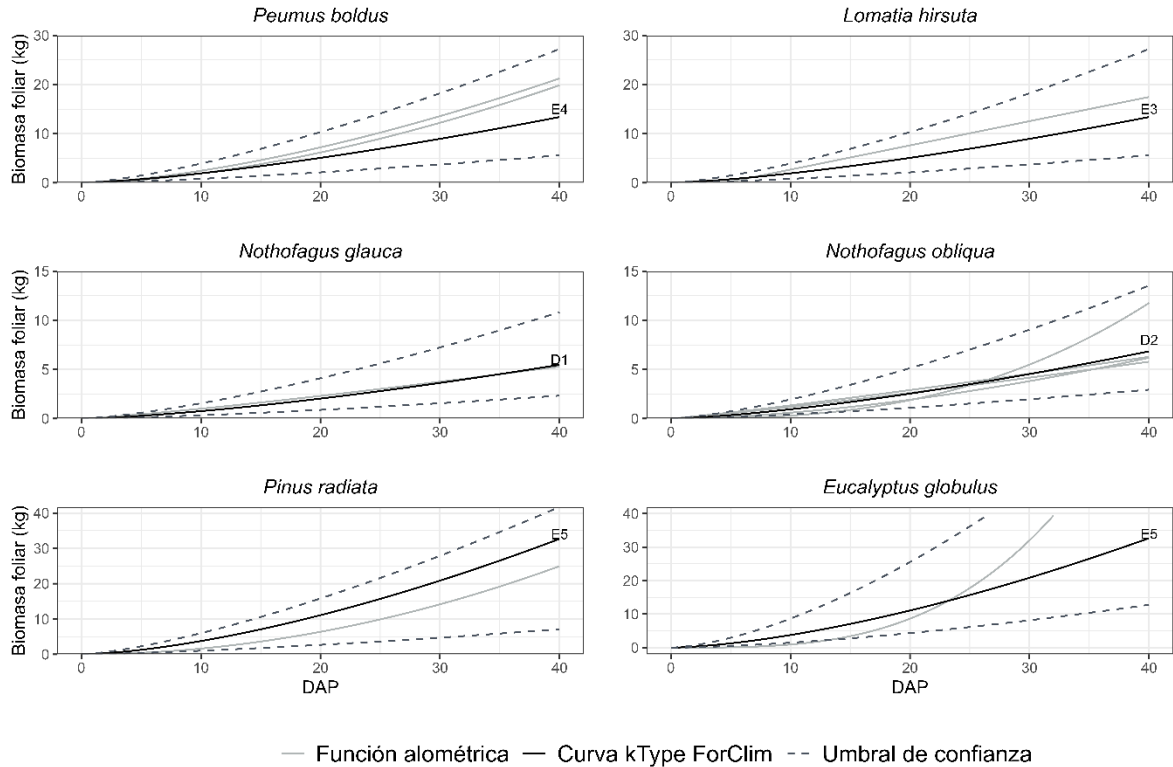


Figura 7. Ajuste de curvas de biomasa el follaje luego de la selección del parámetro kType de ForClim (en color negro) y curvas de funciones alométricas (color gris) de cada especie (Drake *et al.*, 2003; Manfred, 2017; Gyenge *et al.*, 2009; Toral *et al.*, 1988). Las líneas punteadas corresponden al intervalo de confianza.

Parámetros bioclimáticos

Para todas las especies, fue necesario calibrar los parámetros bioclimáticos al dominio espacial de la cuenca, con especial énfasis en la temperatura máxima de invierno (kWiT) y tolerancia a la sequía (DrTol). En general, la tendencia fue a aumentar la tolerancia de las especies a la situación seca y cálida de la cuenca hasta que aparecieran en su distribución. Las especies siempreverdes que se mostraron con mayor tolerancia a la sequía fueron *P. boldus* y *L. caustica*, y de las caducifolias *A. caven*. Mientras que las especies con mayor tolerancia a las temperaturas máximas de invierno fueron *N. glauca*, *C. alba* y *L. caustica*.

Parámetros de crecimiento

De la misma forma, fue necesario calibrar el parámetro de crecimiento (kG), cuyo valor representa el incremento diamétrico máximo de las especies. Este parámetro resultó ser el más sensible al comportamiento de la especie en competencia con otras, y el que mayor incertidumbre presentó, pues a pesar de los miles de registros dendrocronológicos disponibles, solo unos pocos correspondían a estas especies. En este sentido, el mayor número de registros fue para *C. alba*, con 419 árboles medidos, en contraste a *L. apiculata*,

que solo contó con 1 árbol medido. Mientras que *P. boldus*, *L. caustica*, *G. avellana* y *L. hirsuta* no disponían de ningún registro (Figura 8).

Para complementar las observaciones empíricas, para la calibración del parámetro se eligieron los valores que mejor representaban el comportamiento de la especie en base a los conocimientos de la autoecología disponibles en la bibliografía. De esta manera, las especies esclerófilas, que comúnmente comparten la característica de lento crecimiento (Sardans y Peñuelas, 2013) se limitaron a valores de incremento diamétrico menor (kG entre 0.8 a 1.3, Figura 8), mientras que, para las especies de rápido crecimiento como *P. radiata* y *E. globulus*, se encontró en la literatura valores de incremento diamétrico mayores (kG = 3, Spurr, 1962; Piirto y Valkonen, 2005). En el caso particular de *N. glauca*, se decidió seleccionar el mismo incremento diamétrico que otra especie de su misma familia presente en la distribución (*N. obliqua*), asumiendo rasgos funcionales similares. Esto fue necesario debido a que, con las observaciones empíricas disponibles, la calibración del parámetro kG de la especie aún presentaba dificultades al competir con otras especies.

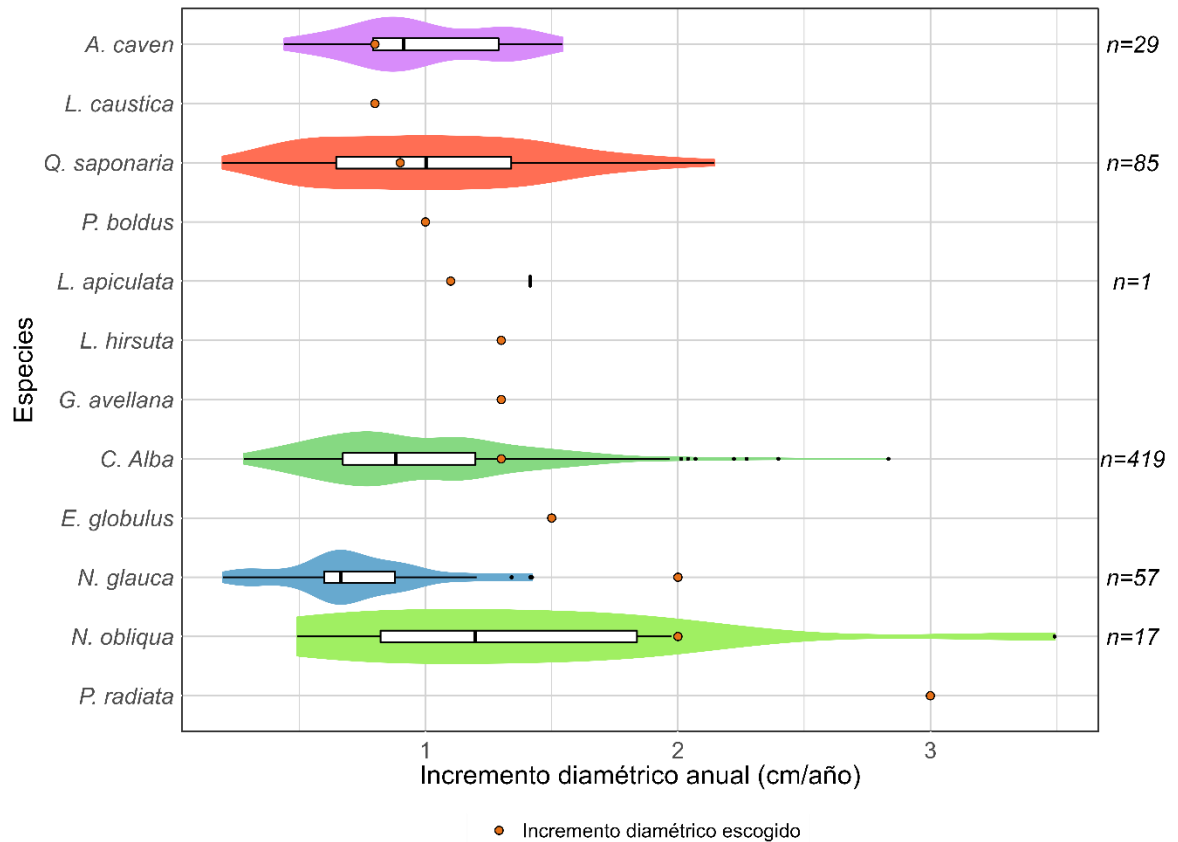


Figura 8. Incremento diamétrico anual (cm/año) por especie, en orden ascendente. Indica el número de árboles y el incremento diamétrico escogido para la parametrización.

Experimentos de simulación

Simulación de la composición vegetacional potencial

Las simulaciones de la vegetación potencial predicha por el modelo, con competencia entre las especies, mostraron que todas las especies ocuparon su distribución esperada (Figura 9). En detalle, *L. caustica* y *P. boldus* aparecieron en toda la cuenca. *L. apiculata*, *N. glauca*, *N. obliqua*, *G. avellana* y *L. hirsuta*, aparecieron dentro de los límites de la Cordillera de la Costa, mientras que *Q. saponaria* junto a *A. caven* ocuparon el valle central. Los errores de comisión ocurrieron generalmente en los límites fronterizos de los pisos vegetacionales y en la parte más húmeda de la cuenca, mientras que los errores de omisión de las especies cordilleranas se presentaron en los sitios más secos.

Cabe destacar que la especie con menos errores de comisión/omisión fue *N. obliqua*, siendo *C. alba* la que presentó los mayores errores de omisión. Aun así, el índice de Kappa de esta última fue “sustancial”, con un valor de 0.64 (Cuadro 5).

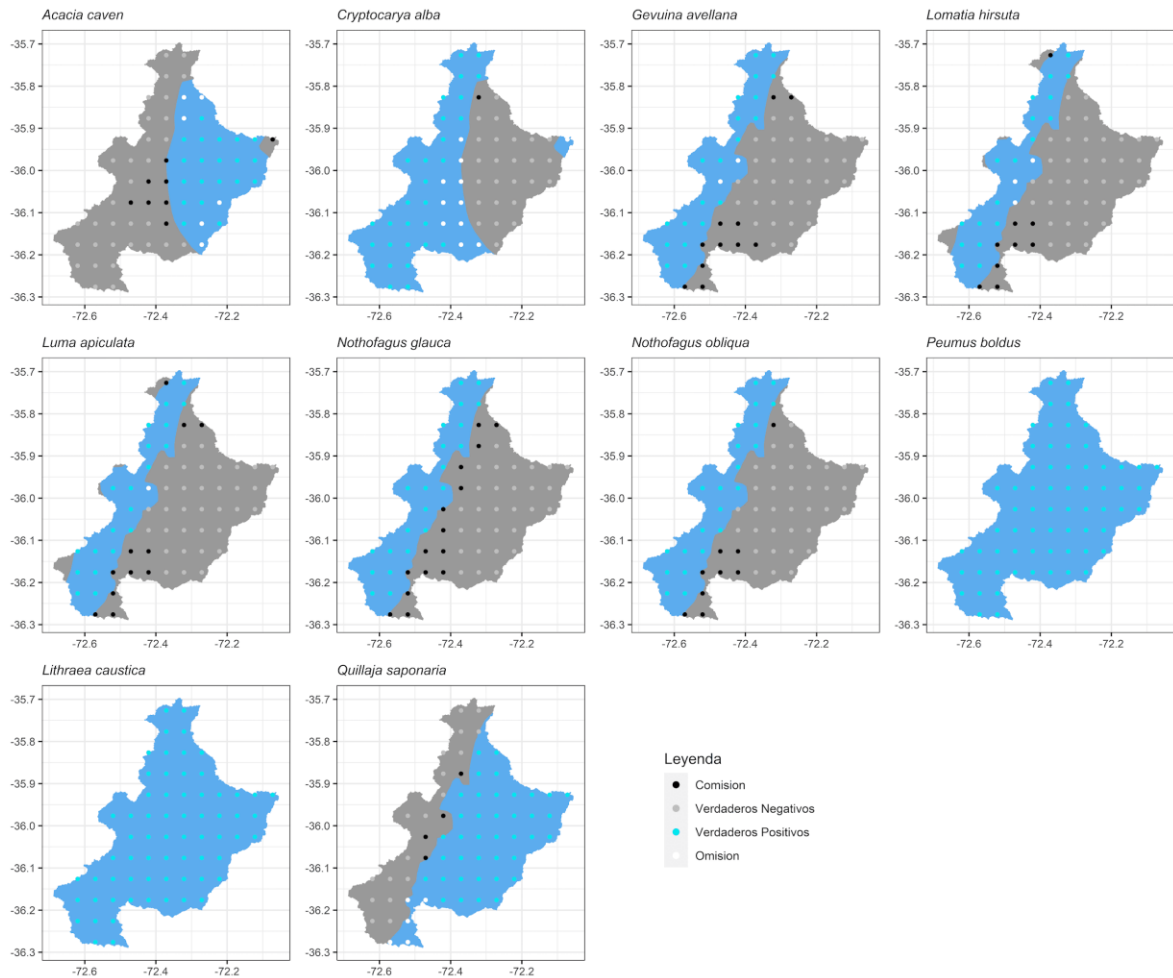


Figura 9. Simulación de la vegetación potencial en comparación con los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2017, fondo azul).

En términos generales, los valores del índice Kappa se clasificaron de “moderado” a “sustancial” en todas las especies de la cuenca (Cuadro 5). El valor máximo fue de 0.72 (*N. obliqua*) y el mínimo de 0.56 (*A. caven*). Los valores de sensibilidad (>0.6) y especificidad (>0.7), demostraron alta probabilidad de obtener verdaderos positivos y verdaderos negativos. En efecto, la proporción de aciertos observada fue >0.8 en 6 especies y de 1 en 2 especies (es decir ajuste perfecto).

Cuadro 5. Índice Kappa de la simulación de vegetación potencial predicha por ForClim.

Especie	Kappa	Proporción aciertos	Sensitividad	Especificidad
<i>Acacia caven</i>	0.56	0.79	0.71	0.84
<i>Cryptocarya alba</i>	0.64	0.82	0.97	0.69
<i>Gevuina avellana</i>	0.6	0.8	0.65	0.94
<i>Lithraea caustica</i>	-	1.0	1	-
<i>Lomatia hirsuta</i>	0.61	0.82	0.67	0.92
<i>Luma apiculata</i>	0.63	0.82	0.65	0.97
<i>Nothofagus glauca</i>	0.56	0.77	0.59	1
<i>Nothofagus obliqua</i>	0.72	0.86	0.71	1
<i>Peumus boldus</i>	-	1.0	1	-
<i>Quillaja saponaria</i>	0.7	0.86	0.91	0.78

Simulación de la vegetación actual

Se escogieron 10 sitios de validación a lo largo de la Cordillera de la Costa que representaran el gradiente norte-sur. De estos sitios, la mayor parte fueron rodales de bosque mixto (sitios 5, 9, 22, 38, 62 y 66), mientras que del tipo plantación forestal se seleccionaron dos (sitios 4 y 63), al igual que de bosque nativo (sitios 3 y 6). Cabe señalar que, los sitios de bosque nativo puro fueron escasos, pues casi siempre existió presencia de *P. radiata* entre las mediciones, aunque fueran pocos individuos.

El número de parcelas de cada sitio de validación fue variable, con un máximo de 17 parcelas en el sitio 62 (Figura 10). En el valle central no se escogieron sitios de validación debido a la escasa información de mediciones y con el fin de focalizar la investigación solo en el bosque costero maulino.

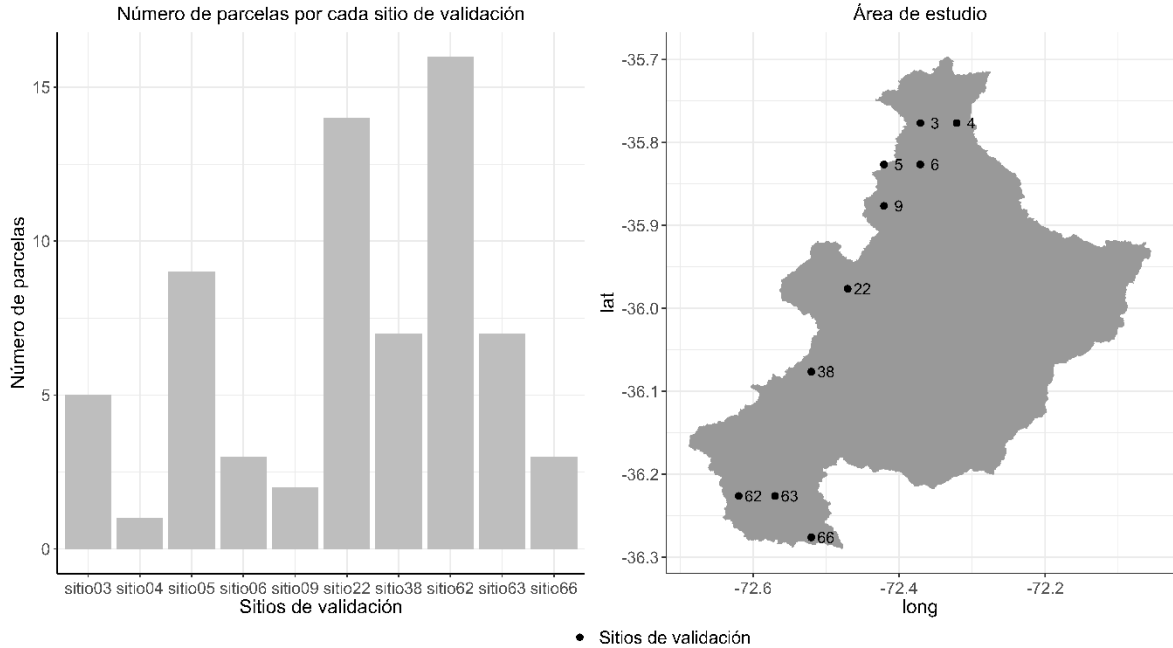


Figura 10. Ubicación de los sitios de validación (derecha) y número de parcelas por cada sitio (izquierda).

Las parcelas de los sitios de validación se encontraron a altitudes variables, por lo que se debe tener en cuenta que las celdas de la grilla climática utilizada para correr las simulaciones representan el promedio de las variaciones climáticas que podrían ocurrir a estas distintas altitudes (Figura 11). Se observó una distribución desde los 200 a 600 m.s.n.m en la mayoría de los sitios de simulación, con excepción de los sitios 3, 6, 9 y 66, que concentraron sus parcelas en las altitudes más altas. No obstante, la ubicación de éstas últimas depende exclusivamente de donde quedan fragmentos de bosque nativo.

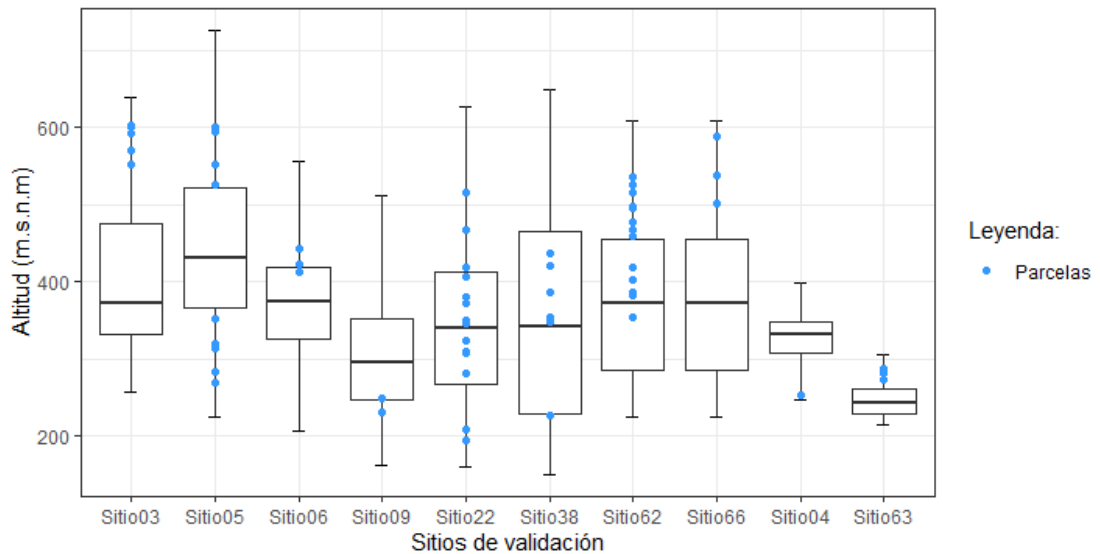


Figura 11. Altitud de las parcelas en los sitios de validación. Los puntos azules corresponden a píxeles de 10 m del Modelo digital de elevación LiDAR (Environment Agency, 2019)

Los resultados de este experimento se analizaron a través del índice de Jaccard, el cual entregó valores superiores a 0.5 en todos los sitios de validación, reflejando una buena respuesta del modelo respecto de la composición vegetal esperada (Figura 12). El valor de 1 se obtuvo solo en los sitios de plantación forestal, lo cual era esperable debido a presentarse solo *P. radiata*. Le siguen los sitios de validación 5, 38 y 9 con índices de Jaccard >0.75 (Figura 12). Referente a éstos, se encontró que en el sitio 5 se comparten 7 de 8 especies observadas, mientras que en el sitio 38 se comparten 7 de 9 especies y en el sitio 9 se comparten todas. En general, hay una tendencia del modelo a representar más especies de las presentes, sin embargo, logra predecir la presencia de las especies más representativas del bosque de la cuenca del río Cauquenes. Los errores de comisión se deben a la sobrerrepresentación de *P. boldus* en casi todos los sitios de validación, como se puede observar en la Figura 13. Contrario a lo que sucede con *L. hirsuta*, especie que tiende a desaparecer.

Otra situación que afecta al índice de Jaccard es la presencia de *Q. saponaria* en algunos de los sitios de validación. Dicha especie, aunque presente en la cuenca, no se presenta como dominante en la Cordillera de la Costa, sino que solamente en el valle central, de acuerdo con los Pisos Vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2017) por ende, su aparición se encuentra fuera de los límites bioclimáticos con los cuales se parametrizó a la especie.

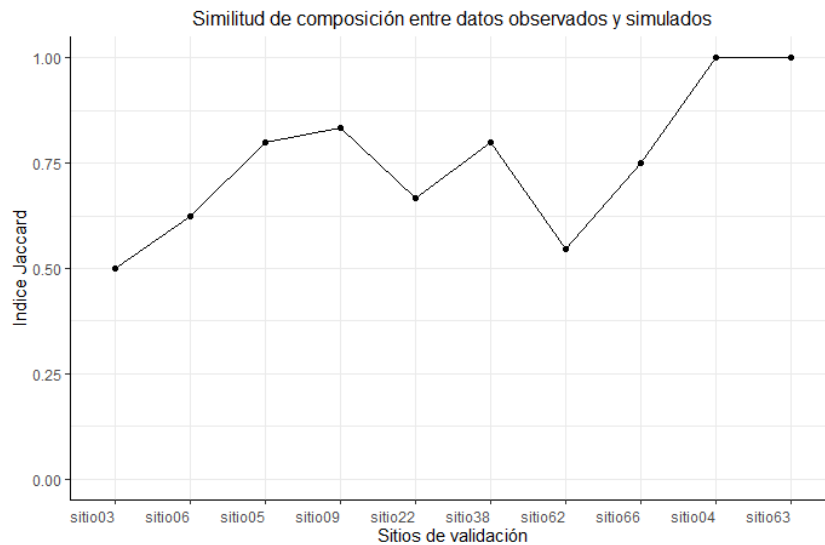


Figura 12. Índice Jaccard de la composición vegetal actual en los 10 sitios de validación.

Referente a los atributos estructurales del bosque, el área basal observada varía entre los $20 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ y $50 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ aproximadamente, siendo el valor más alto el que corresponde al sitio 62. En comparación, el área basal simulada es relativamente menor a lo observado en todos los sitios de validación. No obstante, las proporciones de las especies lograron ser representadas, replicando la dominancia de los bosques de roble-hualo, siendo *N. glauca* la especie de mayor área basal entre todos los sitios, seguida por *N. obliqua* (Figura 13).

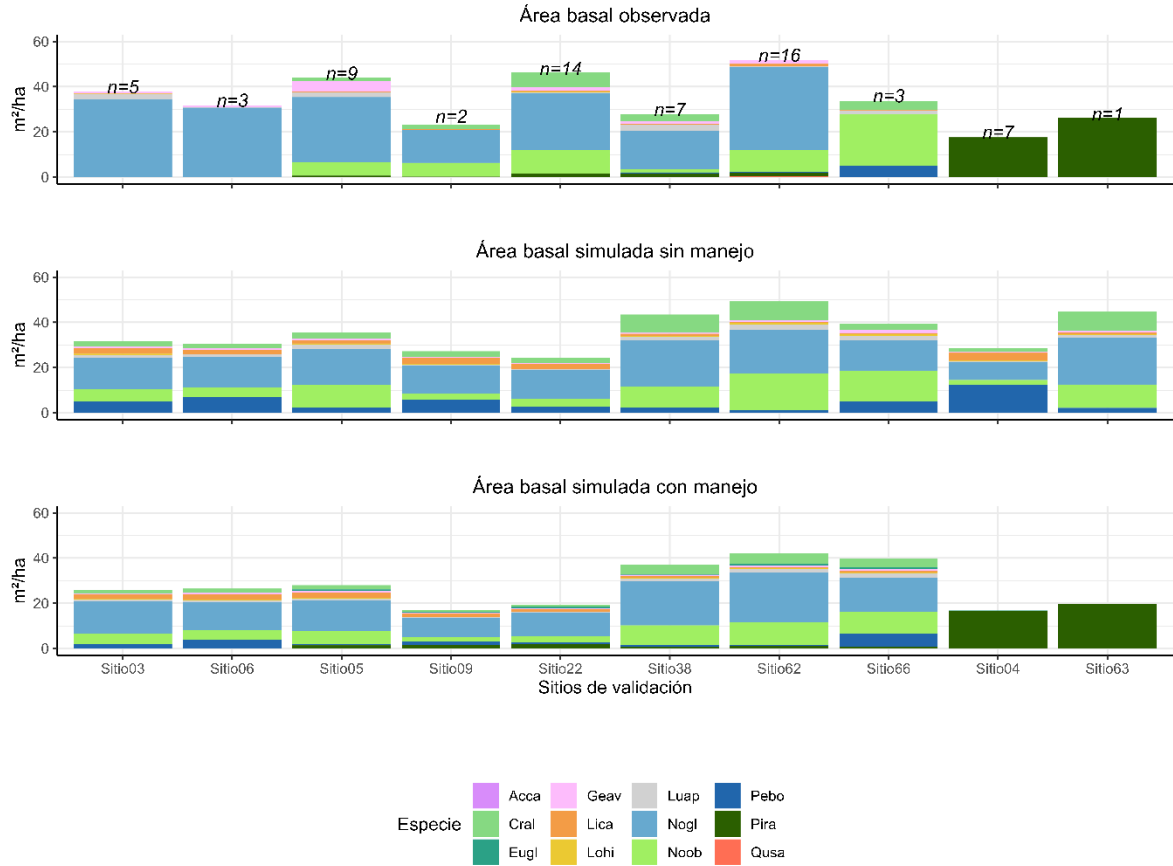


Figura 13. Área basal observada (primer panel), área basal simulada sin manejo o potencial (segundo panel), y área basal con manejo (tercer panel). Los primeros dos sitios (3 y 6) corresponden al rodal bosque nativo, y los últimos dos sitios (4 y 63) corresponden a plantación forestal. El resto corresponde a rodales de bosque mixto.

Por otra parte, las especies siempreverdes se mantuvieron en menor proporción, destacando la preponderancia de *C. alba*, en concordancia con los datos observados. Cabe señalar que si bien en un principio *L. caustica* y *P. boldus* tuvieron una proporción relevante, posterior a las intervenciones de manejo éstas disminuyeron considerablemente, lo que se puede apreciar en los sitios 3, 5, 6, 9 y 22. Igualmente, las intervenciones también generaron un aumento del área basal y dominancia de *N. glauca*, lo que resulta evidente en los sitios 5 y 62. De esta manera, las proporciones de áreas basales en la simulación con manejo se aproximaron más a lo observado que en la simulación sin manejo, si bien las intervenciones conllevaron una mayor subestimación del área basal total.

En relación a las especies exóticas, se hace evidente que después de las intervenciones de manejo se introduce *P. radiata* en los sitios de validación, logrando representar los bosques mixtos de la cuenca, así como transformar por completo los bosques nativos puros a plantaciones forestales. Referente a éstas últimas, se observó que las áreas basales simuladas fueron aproximadamente las mismas que las observadas (20 m²ha⁻¹).

Es relevante mencionar que el modelo predijo que las mayores áreas basales ocurren en los sitios de validación 62, 66 y 38, como era de esperar, ya que estos sitios están localizados en el extremo sur de la cuenca, teniendo disponibles los niveles más altos de humedad aprovechable, como se puede volver a observar en la Figura 5. Entre estos sitios, vuelve a destacar el sitio 62 como el que mejor representa el área basal total y la proporción de especies, y coincidentemente fue el que tuvo mayor número de parcelas, como se observó anteriormente en la Figura 10.

La distribución de clases diamétricas de las parcelas observadas mostró un comportamiento de bosque joven del tipo renoval, donde los diámetros observados se concentran principalmente entre un rango de 4 a 12 cm de DAP (Figura 14). Al comparar este comportamiento con las salidas de las simulaciones, se observó que las clases diamétricas se comportan de manera muy similar, concentrando la mayor abundancia de árboles dentro del rango de diámetros pequeños y siguiendo la curva de J invertida. En términos generales, el número de árboles simulado fue menor a lo observado, aunque manteniéndose dentro de los rangos de dispersión (Figura 14).

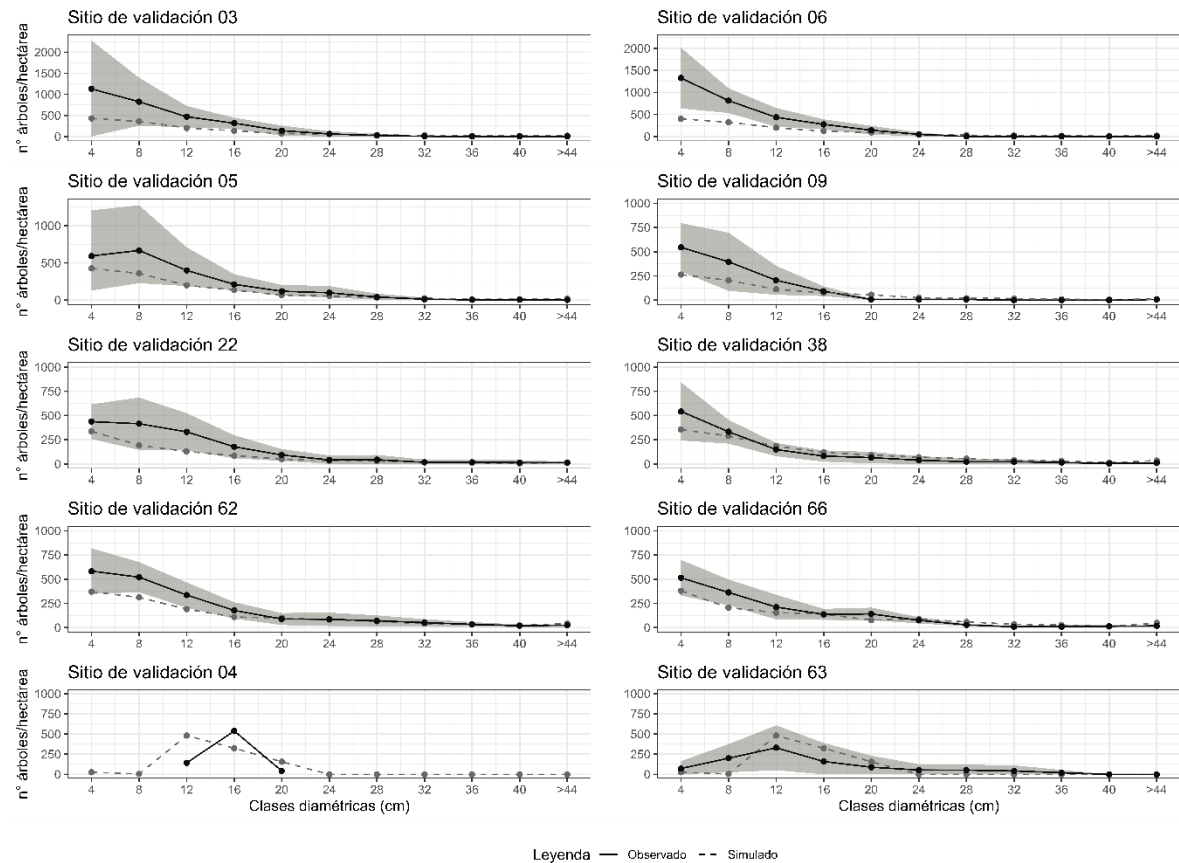


Figura 14. Distribución de clases diamétricas (cm), observada y simulada. El área gris achurada corresponde a la dispersión de las parcelas (media + y – desviación estándar)

Los sitios de validación de bosque nativo (sitio 3 y 6) representaron los bosques presumiblemente más jóvenes de todos los rodales. En la simulación, el sitio 3 mostró una densidad arbórea de aproximadamente 500 árboles ha^{-1} en la clase más pequeña de diámetro

la cual se ubicó dentro del rango de la dispersión observada. Igualmente, el sitio 6 alcanzó aproximadamente 500 árboles ha^{-1} , aunque subestimando la densidad arbórea con respecto a la dispersión observada. Los árboles de mayor diámetro (>30 cm) no fueron particularmente notables en estos sitios, ni en las parcelas (<10 individuos) ni en la simulación (<40 individuos).

En contraste, los sitios de bosque mixto tuvieron una media aproximada entre 300 a 500 árboles ha^{-1} que se ubicó dentro del rango observado de 400 a 500 árboles ha^{-1} , especialmente en los sitios 38 y 66, incluso a pesar de la estrecha dispersión observada (Figura 10). A diferencia del bosque nativo, se presentó un número mayor de individuos con diámetro superior a 30 cm, siendo el sitio 62 el que destaca con más individuos grandes (aproximadamente 130), en concordancia a los datos observados (180 individuos).

Las parcelas de plantaciones forestales concentraron las clases diamétricas desde los 8 a 20 cm de DAP. En el caso del sitio de validación 4, la curva se desplazó más a la izquierda, incluyendo árboles más jóvenes que lo observado, en tanto que en el sitio 63 la curva fue asimétrica con curtosis a la derecha, incluyendo árboles de mayor diámetro, pero dentro de la dispersión observada (Figura 14).

Simulación de la composición vegetal futura

Los escenarios climáticos utilizados presentaron diferencias apreciables, especialmente a fines del año 2100 (Figura 15). En este sentido, el escenario SSP126 fue más estable que el SSP370, particularmente en los deltas de temperatura, donde no alcanzó a superar los $+3^{\circ}\text{C}$, manteniéndose en un aumento de 2°C con respecto al año 2020 (Figura 15). En contraste, el escenario SSP370 predice un aumento superior a los $+3^{\circ}\text{C}$, incluso aproximándose a los 4°C a fines de siglo. En relación con esto, el bosque nativo fue el rodal que experimentará los mayores aumentos de temperatura. Por otra parte, las precipitaciones en el escenario optimista se mantuvieron estables a fines del 2100, aunque mostraron variaciones importantes en la temporada de verano. Por el contrario, en el escenario SSP370, las precipitaciones disminuyen considerablemente a partir de 2060, llegando a una reducción de un 20%, indistintamente del tipo de rodal.

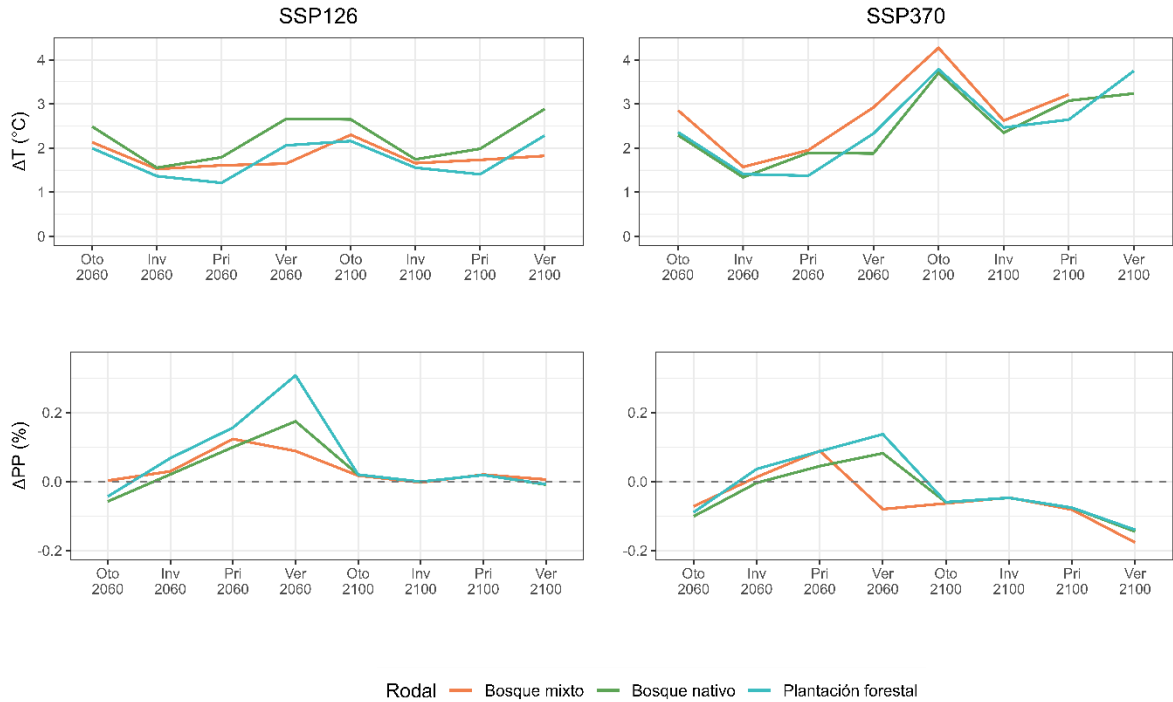


Figura 15. Cambios estacionales en el clima bajo los escenarios climáticos SSP126 y SSP370 para fines de los períodos 2060 y 2100 de los tres rodales representativos. ΔT y ΔPP corresponden a las diferencias de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y precipitación (%) de ambos períodos con respecto a la media histórica de la línea base (Período 1979-2020).

En respuesta a estos escenarios climáticos, el modelo predijo que el índice de diversidad de Shannon variará, aunque sutilmente, según el tipo de rodal, así como el escenario de gestión forestal. En el caso del bosque nativo, tanto el escenario de cobertura forestal permanente (CFP), como el de enriquecimiento con especies nativas (EEN), arrojaron proyecciones de aumento de la diversidad arbórea (Figura 16), siendo el manejo con plantaciones suplementarias la alternativa más propicia a aumentar la diversidad de los bosques futuros, con una diferencia en el índice de Shannon de +0.15. Este escenario también es el que implica menos pérdida de diversidad arbórea respecto de las proyecciones climáticas, en contraste al escenario CFP, donde las diferencias son notables a fines del año 2100 entre SSP126 y SSP370. Por otra parte, la trayectoria menos favorable para el bosque nativo fue el escenario de conversión de plantaciones forestales (CPF), donde se observa que a fines del año 2100 se da paso a una caída en la diversidad arbórea en el escenario climático más pesimista (-0.1).

En el bosque mixto, a diferencia de la situación anterior, el escenario que más favorece a la diversidad arbórea es el CFP. Es decir, es preferible no intervenir, permitiendo que puedan regenerar tanto especies nativas como exóticas. De esta manera, a fines de siglo la diversidad arbórea aumentaría el índice de Shannon en 0.2. Incluso, en este escenario de manejo forestal la proyección climática carece de relevancia ya que los resultados al 2060 y 2100 son similares. Igualmente, como ocurre con el bosque nativo, la eliminación de especies exóticas solo supone una disminución de la diversidad.

En la plantación forestal, por otra parte, los resultados señalaron solo aumentos en la diversidad arbórea, y en magnitudes mayores a los otros rodales, esto debido a que en el estado actual solo se cuenta con una especie (*P. radiata*), por lo tanto, al permitir el establecimiento de otras especies el índice aumenta considerablemente. No obstante, el escenario más favorable, a diferencia de los casos anteriores, fue el de conversión de plantaciones (CPF), con +1.9, mientras que el de cobertura forestal permanente y enriquecimiento con especies nativas se comportaron similares entre ellos.

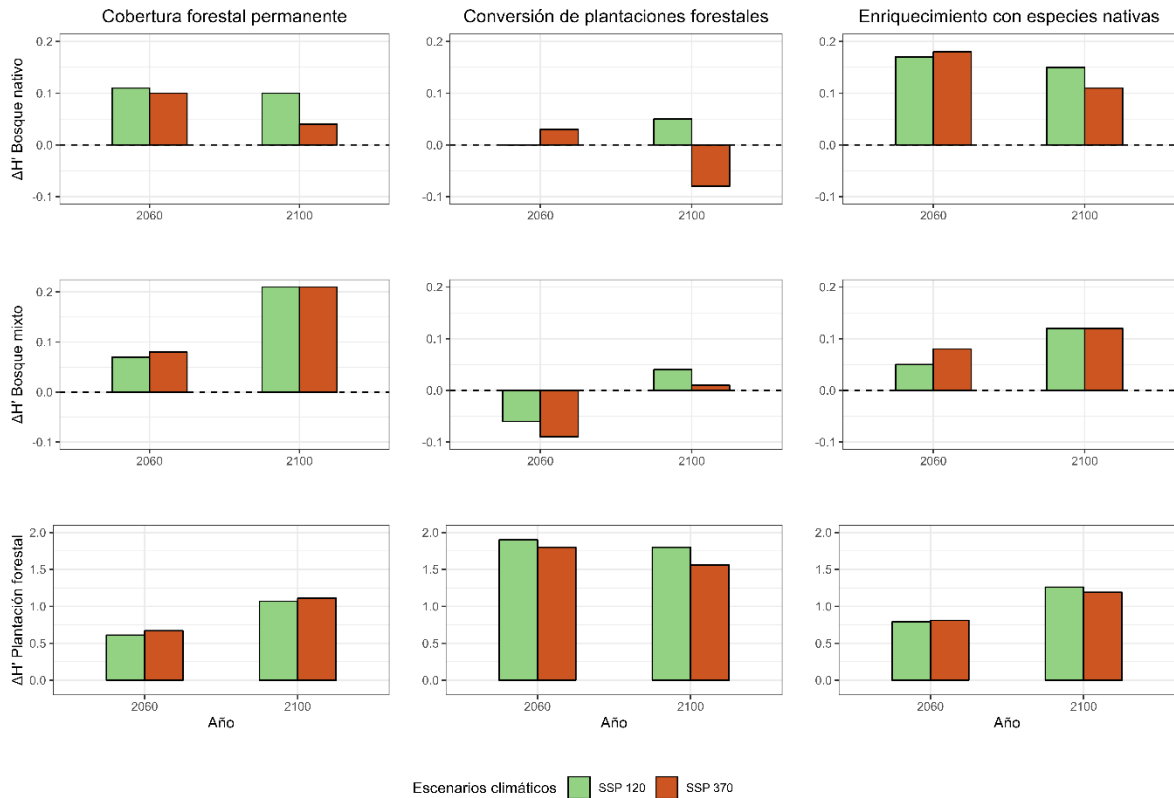


Figura 16. Diferencia entre el índice de Shannon ($\Delta H'$) respecto a la simulación de vegetación actual en el año 2020 para los escenarios combinados de gestión forestal y cambio climático. Se muestran las trayectorias posibles para los tres tipos de rodal: bosque nativo (primer panel), bosque mixto (segundo panel) y plantación forestal (tercer panel).

Por otra parte, al analizar los cambios de área basal en el escenario climático SSP370, se encontró que en el bosque nativo ésta se mantiene relativamente estable hasta aproximadamente el año 2060, punto de inflexión en donde luego las áreas basales declinan progresivamente (Figura 17). Esto no sucede en el escenario SSP126, e incluso las variaciones son sutiles, por lo que no se analizaron en esta sección.

Como se aprecia en la Figura 17, las especies que más disminuyen en proporción son las actuales dominantes *N. glauca* y *N. obliqua*, mientras que aumentan su dominancia *L. caustica* y *P. boldus*. Por el contrario, tanto el bosque mixto como las plantaciones forestales mantuvieron el área basal a lo largo de la simulación en los escenarios CFP y EEN. Sin

embargo, esto no significa que se encuentren imperturbables, estáticos, o que no crezcan otras especies arbóreas bajo el dosel de los pinos. Por el contrario, se evidenciaron cambios relevantes en la distribución de clases diamétricas (Figura 18), y, por lo tanto, en la futura composición del bosque.

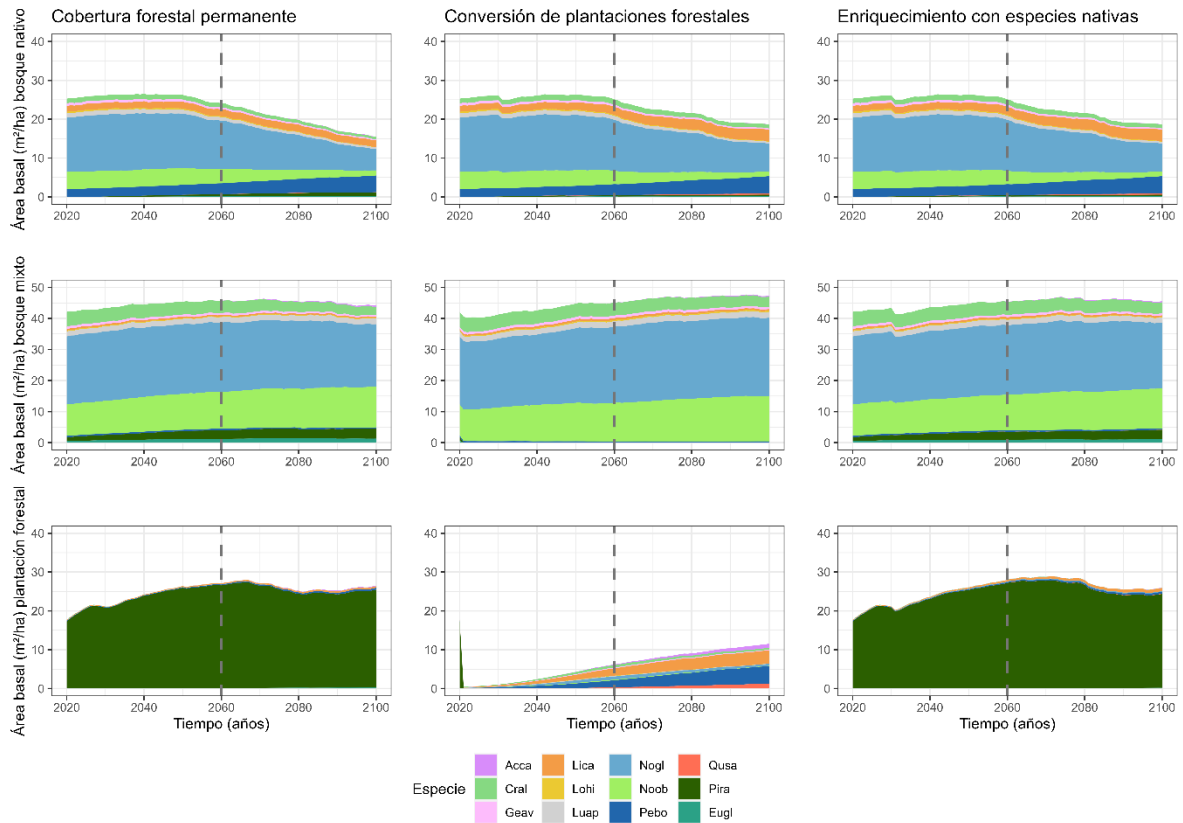


Figura 17. Área basal en los escenarios de gestión forestal del escenario climático SSP 370. Se muestra el comportamiento de la sucesión forestal desde el año 2020 al 2100.

La distribución de clases diamétricas mostró que en el bosque nativo la curva exponencial negativa se transformó en una de tipo normal, conforme avanzó el tiempo y la sucesión forestal. También se observa que *N. glauca* y *N. obliqua* quedaron relegadas a unos pocos árboles adultos, mientras que la mayor densidad arbórea lo constituyeron las esclerófilas *L. caustica* y *P. boldus* (Figura 18).

En el bosque mixto la dominancia roble-hualo persistió en el tiempo, sugiriendo ser el mismo bosque actual en un estado más adulto dado que ha avanzado la sucesión. Sin embargo, ambas especies desaparecieron casi totalmente de las clases diamétricas más pequeñas, con excepción del escenario de EEN, donde *N. glauca* sobrevivió debido a las plantaciones suplementarias. En reemplazo, los diámetros más pequeños fueron totalmente dominados por *A. caven*, seguido por *C. alba*.

En el caso del rodal de plantación forestal, llama la atención la nula regeneración de pino, y en su lugar se evidenció regeneración bajo dosel de principalmente *L. caustica*, *A. caven* y

ocasionalmente *Q. saponaria*. En este caso, tampoco se observa la presencia de roble o hualo, ni siquiera en el escenario de plantaciones suplementarias

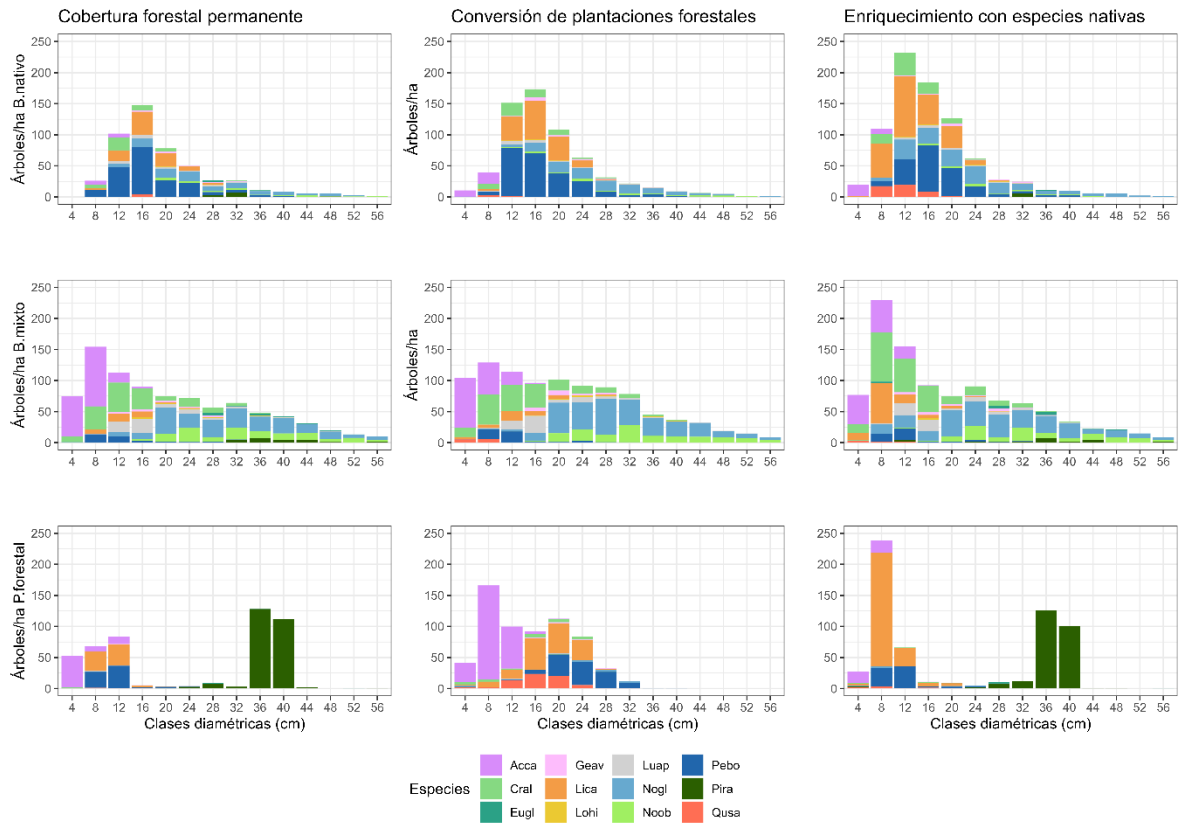


Figura 18. Distribución de clases diamétricas (cm) en los tres rodales representativos: bosque nativo (primer panel), bosque mixto (segundo panel) y plantación forestal (tercer panel). Resultado de fines del año 2100 en el escenario SSP370.

DISCUSIÓN

Diversidad arbórea

Los resultados de este trabajo demuestran que el modelo ForClim representa satisfactoriamente la vegetación potencial y actual a escala de rodal y, además, pudo dar aproximaciones de la vegetación futura en la cuenca del río Cauquenes, entregando una perspectiva para explorar posibles estrategias de gestión forestal para la conservación de la biodiversidad y mitigación del cambio climático, tal como se propone en la Política Forestal y la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (CONAF y MINAGRI, 2017).

El modelo predijo que el efecto del cambio en el clima generará un aumento de la diversidad arbórea, sugiriendo que la hipótesis planteada debe ser rechazada. Las condiciones más secas y cálidas proyectadas en los escenarios de cambio climático generan un ambiente propicio para el establecimiento de nuevas especies arbóreas, como *Q. saponaria* o *A. caven*. De hecho, se pudo observar que de manera generalizada las especies siempreverdes comienzan a avanzar por sobre las especies caducifolias. *N. glauca* y *N. obliqua* disminuyen sus proporciones, especialmente en el bosque nativo, dando más espacio a especies esclerófilas. En este sentido, estas especies pueden encontrarse en ventaja competitiva al ser más tolerantes a la sequía que las caducifolias, ya que son capaces de mantener tasas reducidas de fotosíntesis y transpiración (Mooney y Dunn, 1970). Lo anterior, conlleva que la diversidad aumente, pues el índice de Shannon caracteriza la diversidad en función del número de especies presentes (riqueza de especies) y la distribución del número de organismos por especie (uniformidad de especies) (Shannon, 1948).

Por otro lado, al analizar los cambios entre ambos escenarios climáticos proyectados, se observó que no mostraron grandes diferencias entre ellos con respecto a la diversidad arbórea, quizás al considerarse el escenario intermedio y no el más extremo de cambio climático (SSP850). Sin embargo, simular bajo escenarios conservadores tiene la ventaja de mostrar qué tan sensible puede ser el bosque en contextos menos extremos e indicar los mínimos escenarios de cambio. Es preciso señalar que, el modelo no simula otros impactos estrechamente relacionados o incluso gatillados por el cambio climático, tales como plagas o enfermedades en los bosques (Hódar *et al.*, 2012), por lo cual los resultados deben tomarse con precaución.

Por otro lado, se confirma que la gestión forestal es el factor más determinante para el futuro del bosque, pues los cambios en las ganancias y pérdidas de diversidad arbórea dependieron de cada escenario de gestión. Además, los escenarios más favorables variaron según el tipo de rodal inicial, ya que mientras en el bosque nativo la opción más beneficiosa fue el enriquecimiento con especies nativas, en el bosque mixto prosperó el escenario de cobertura forestal permanente, y en las plantaciones forestales, la conversión a bosque nativo. Lo cual revela la importancia de aplicar estrategias diferentes para cada tipo de bosque.

La diferencia en la respuesta entre el bosque nativo y mixto puede asociarse al nivel de intervención que presentan actualmente. En este caso, el bosque nativo representa un rodal con intervenciones más recientes y posee una menor área basal total, así como escasos árboles

adultos, por lo tanto, la disponibilidad de recursos lumínicos es mayor que en el rodal de bosque mixto, pues implica una mayor apertura de dosel (Sprugen *et al.*, 2009; Risannen *et al.*, 2019). Para este tipo de bosques, la plantación suplementaria se presenta como una opción muy favorable, pues se aprovechan los recursos lumínicos al mismo tiempo que sirve de nodriza, promoviendo la regeneración natural e incrementando la diversidad a largo plazo (INFOR, 2021; Bannister, 2015). Por su parte, el rodal de bosque mixto, con árboles más grandes y mayor área basal, sugiere un estado de desarrollo superior, características que según Thompson *et al.* (2009), le aportan más resiliencia y capacidad de soportar el cambio climático, lo que explicaría su óptima respuesta en el escenario de no-acción (CFP). Además, como la cobertura de dosel es mayor, es posible que el enriquecimiento con especies nativas tuviera un efecto menos significativo debido a la intercepción de luz.

En el caso de las plantaciones forestales podría suceder algo similar al bosque mixto, es decir, la plantación bajo el dosel de pinos no proporciona las condiciones óptimas para los nuevos individuos, especialmente cuando se trata de especies intolerantes a la sombra. Esto se evidencia en el hecho de que *N. glauca* fue incapaz de aparecer bajo dosel, incluso siendo la especie con más individuos plantados, lo que confirma su estrategia de regeneración por claros, donde requiere de mayor espacio de luminosidad (Donoso, 1993). Lo anterior concuerda con lo que mencionan algunos autores, respecto a que el sotobosque de plantaciones sin raleo ni poda es menor debido a la excesiva sombra del dosel, a la vez que es más probable que especies más tolerantes a la sombra puedan desarrollarse en el interior de plantaciones (Estades, 1994; Becerra y Montenegro, 2013). En cambio, la opción que más potenció la diversidad arbórea en este caso fue la conversión a bosque nativo. Si bien en la práctica esta estrategia implicaría más recursos y esfuerzos, ya se ha llevado a cabo en la región del Maule con resultados alentadores (INFOR, 2020). El éxito de transformar plantaciones en bosque nativo depende en gran medida de la capacidad de regeneración de las especies, e igualmente, para que sea efectiva, se debe controlar el rebrote de *P. radiata* (Fajardo, 2020).

Composición y estructura del bosque

Para poder aproximarse a la composición y estructura del bosque, tanto actual como futura, fue clave el submodelo de manejo de ForClim, el cual permitió explorar diferentes acciones silvícolas y reconstruir las posibles situaciones que afectaron a los bosques a lo largo de su historia, facilitando que las salidas del modelo sean aún más realistas respecto de la sucesión ecológica. Poder realizar intervenciones es relevante para esta zona ya que los bosques costeros maulinos de roble-hualo son principalmente de sucesión temprana, producto de ser alterados regularmente por disturbios antrópicos (Muñoz, *et al.*, 2013). De lo contrario, en un contexto de ausencia de alteraciones exógenas, *N. glauca* y *N. obliqua*, especies intolerantes que actualmente dominan, podrían incluso alcanzar edades de hasta 400 años (Salas y García, 2006).

A partir de las intervenciones realizadas, se logró representar el bosque actual en 10 sitios de validación, a escala de rodal. Poder simular la composición vegetacional a esta escala es relevante en el contexto del bosque costero maulino, pues un estudio reciente ha demostrado que, a pesar de la fragmentación, la riqueza y composición de los parches indican que éstos

todavía se comportan como hábitats interiores (Becerra y Simonetti, 2020). La composición de especies simulada por el modelo, expresada a través del índice de Jaccard, entregó valores mayores a 0.75, si bien se presentaron algunas comisiones, existe la posibilidad de que algunas especies no se hayan registrado por la cantidad de parcelas muestreadas en algunos sitios. Aun así, el modelo representó bosques con dominancia de roble-hualo, y las especies siempreverdes típicas, como *C. alba*, *G. avellana* y *L. caustica*. Además, el modelo fue capaz de reproducir estructuras diamétricas del tipo exponencial negativa, común para estos bosques jóvenes (Muñoz *et al.*, 2013).

Así mismo, las simulaciones futuras mostraron una composición de especies similar, pero con presencia de dos nuevas especies: *Q. saponaria* y *A. caven*, como ya se mencionó. Los bosques presentaron la distribución diamétrica esperada, es decir, una curva de tipo normal, frecuente en bosques adultos de más avanzada sucesión (Salas *et al.*, 2018). Sin embargo, se observa a partir del gráfico de área basal, que si bien se mantuvo la dominancia de las especies roble-hualo, el bosque nativo muestra una marcada caída en el área basal de estas especies durante el segundo período, lo cual deja en perspectiva el punto de inflexión que significa el año 2060 para este bosque. En cambio, el bosque mixto, se mantiene estable en sus proporciones de áreas basales, aun siendo el rodal más afectado por el alza de temperaturas y disminución de las precipitaciones, por lo que puede atribuirse a la humedad aprovechable.

La escasa regeneración de *Nothofagus* observada en los gráficos de distribución diamétrica futura y su representación de solo individuos longevos, sugiere una tendencia de estas especies a disminuir, más no a desaparecer. Por su parte, los diámetros más pequeños son dominados por especies esclerófilas, tales como *P. boldus*, *L. caustica* y *C. alba*, especies que además son tolerantes a la sombra. En este sentido, la simulación representó la trayectoria sucesional esperada para este tipo de bosques, donde las especies intolerantes a la sombra son reemplazadas por las especies tolerantes (Donoso *et al.* 1986), por lo que es posible que hagan falta disturbios regulares que liberen recursos lumínicos, y faciliten la regeneración de hualo y roble. Incluso, algunos autores mencionan que para la regeneración de especies *Nothofagus* intolerantes a la sombra en la zona centro-sur de Chile, se quieren disturbios de gran escala (Veblen *et al.* 1996; Pollmann y Veblen 2004). No obstante, en el gráfico de distribución de clases diamétricas también se cuenta con la presencia de *A. caven*, especie muy intolerante a la sombra y a la vez tolerante a la sequía (CONAF, 1998), lo que sugiere que más que restricciones lumínicas para la regeneración de las especies *Nothofagus*, las modificaciones estructurales se deben principalmente al estrés hídrico. Por lo anterior, el futuro para estas especies no es alentador, sumado al hecho de que ya poseen un bajo reclutamiento de plantas y sus semillas son altamente depredadas (Salas *et al.*, 2018).

Respecto a la regeneración de especies exóticas dentro de los rodales de bosque nativo y mixto, ésta es prácticamente nula. Su escasa regeneración es atribuible al nivel de intolerancia a la sombra que tienen *P. radiata* y *E. globulus* (Walcroft *et al.*, 2002). Al respecto, un estudio reciente en los bosques de Cauquenes mostró que el primer filtro biótico para detener la invasión de pinos es el dosel del bosque y no tanto la resistencia biótica por competencia que pudiera tener la comunidad arbórea nativa (Gómez *et al.*, 2019). De hecho, la temporada de dispersión de semillas de pinos se sincroniza con la caída de hojas de los dominantes *Nothofagus*, permitiendo condiciones de reclutamiento óptimas (Gómez *et al.*, 2019). Por consiguiente, el reclutamiento de pinos se ve favorecido en bosques nativos bien

conservados, donde la presencia de las especies siempreverdes es clave. No obstante, en un contexto con disturbios frecuentes, tales como incendios forestales, el pino se vería favorecido por su alta capacidad de rebrotar después del fuego, especialmente en ambientes fragmentados como lo es la cuenca del río Cauquenes. Si bien *N. glauca* también tiene una gran capacidad de rebrote post incendio, difícilmente competiría con la tasa de crecimiento del pino, que alcanza 50 cm/año (Rubilar *et al.*, 2008; Promis *et al.*, 2019). Esto último toma gran relevancia considerando que los sistemas mediterráneos son propensos a incendios forestales, y a consecuencia del cambio climático estos se verán intensificados (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). A pesar de ello, las acciones preventivas y de manejo tempranas podrían evitar una posible invasión (Promis *et al.*, 2019), razón por la que es necesaria continuar explorando medidas de gestión forestal.

En cuanto al rodal de plantaciones forestales, el cambio en composición y estructura es total, debido a que se componía de una sola especie en su estado original. Las especies que más lograron regenerar bajo dosel fueron las intolerantes *L. caustica* y *P. boldus*. Sin embargo, no logran aumentar su área basal a través del tiempo, manteniéndose siempre en el mismo estado de estancamiento bajo la plantación, lo cual sugiere necesario realizar algún raleo del dosel de pino para liberar recursos lumínicos. De la misma manera, *P. radiata* no regenera en las proyecciones futuras, posiblemente por la sombra generada por la misma especie. En cambio, cuando se elimina el pino, las especies avanzan en su desarrollo, e incluso aparece *Q. saponaria*, especie que, con un amplio rango de tolerancia a la luz (Ovalle *et al.*, 2015), se vería favorecida, ocupando los recursos liberados.

Limitantes y recomendaciones

La simulación de la vegetación potencial efectuada fue acertada, logrando representar la distribución de las especies dentro de los límites de la cuenca, siendo clave para este fin todo el proceso calibración de parámetros especie-específicos y de sitio. En este sentido, quedó demostrado que la presencia/ausencia de una especie es altamente sensible al parámetro de sitio (kBS) correspondiente a la humedad aprovechable del suelo. En otras palabras, una especie puede aumentar o acotar considerablemente su establecimiento dentro de los límites bioclimáticos en función de este valor, especialmente si éste no se diferencia lo suficiente entre los píxeles. Por lo tanto, para cualquier bosque de estudio en el que se quiera aplicar este modelo existe una necesidad de generar una descripción detallada de la capacidad de almacenamiento del agua en el suelo. Esto es aún más relevante en bosques fragmentados, como el de este estudio, debido a que mientras la luz y temperatura de aire aumentan en los fragmentos, la humedad del suelo disminuye de forma significativa, afectando la regeneración de las plantas y reclutamiento arbóreo (Murcia, 1995; Laurence *et al.*, 1998).

En cuanto a la simulación de la vegetación actual, el modelo tendió a subestimar el área basal y número de árboles. Esto puede deberse a la incertidumbre del parámetro kG, pues como se discutió en el trabajo de Rasche *et al.* (2011), este parámetro se relaciona directamente con el área basal, es decir que altas tasas de crecimiento conducen a una mayor área basal, y viceversa. Es relevante poder ampliar los estudios de incremento diamétrico anual de estas especies, debido a que influye directamente en la competencia entre especies, aumentando o

disminuyendo el estrés lumínico, y, por ende, afectando en la mortalidad (Bigler y Bugmann, 2003).

Por otro lado, es fundamental seguir avanzando en el mejoramiento de grillas climáticas, ya que un píxel de 5 km de resolución entrega una perspectiva “gruesa” del valor correspondiente a la temperatura y precipitación, considerando que éstas varían con la altitud (Hajek, 1985). En esta investigación, las parcelas se distribuyen desde los 200 a 600 m.s.n.m, como se observó en el gráfico de altitud, por lo que sería útil disponer de grillas climáticas con mayor resolución para capturar los efectos de la topografía de mejor manera.

Finalmente, es imprescindible seguir probando nuevas estrategias de gestión en diversos ecosistemas forestales. En este sentido, la silvicultura es clave, como herramienta que aumenta la efectividad de las técnicas de restauración en bosques nativos (Bannister, 2015). Para lograrlo, es importante avanzar en el conocimiento de las especies arbóreas nativas, no solo para efectos de su parametrización, sino también para considerar su adaptabilidad y resiliencia al cambio climático. Así mismo, comprender las trayectorias potenciales de bosques regenerados naturalmente es esencial para su adecuado manejo y predicción de cambios (Chazdon, 2014). De igual manera, si se conoce el régimen de disturbios, se podrían incorporar en experimentos futuros utilizando las opciones disponibles para simular, por ejemplo, el efecto de los incendios forestales. Esto permitiría obtener resultados más realistas, dada las consecuencias de los disturbios sobre la dinámica del bosque (Veblen *et al.*, 2004).

CONCLUSIONES

En este estudio se predijeron cambios futuros relevantes en la diversidad arbórea, principalmente en la composición de especies en la cuenca del río Cauquenes, bajo escenarios de manejo forestal. Se encontró que hacia fines de siglo el bosque caducifolio se irá transformando hacia el tipo forestal esclerófilo. El mismo camino es esperable para las plantaciones forestales, ya que *P. radiata* y *E. globulus* no mostraron señales de sobreponerse a las condiciones futuras, si bien esto podría cambiar frente a disturbios constantes. Sin embargo, el bosque mixto, presentó mayor resiliencia al cambio climático, debido a encontrarse en el sector más húmedo de la cuenca, pero presumiblemente también debido a su condición diversa.

Los resultados mostraron que los caminos posibles se debieron principalmente a los escenarios de gestión forestal, más que por la trayectoria climática, cumpliéndose la hipótesis de que el factor más determinante para la diversidad arbórea son las decisiones. En este sentido, la fragilidad del bosque roble-hualo frente al cambio climático solo pone en perspectiva la necesidad de generar nuevas políticas de gestión forestal, y desarrollar nuevas técnicas de manejo y restauración que se adapten mejor a estas condiciones. Para el bosque nativo, el escenario más beneficioso fue el de enriquecimiento con especies nativas, mientras que para las plantaciones forestales fue la conversión a bosque nativo, y el bosque mixto fue la cobertura forestal permanente. En relación con esto, el modelo ofrece una buena alternativa para poner a prueba distintas estrategias antes de llevarlas a cabo en un bosque real, adaptándose satisfactoriamente a la escala local y logrando bosques representativos con el submodelo de manejo.

LITERATURA CITADA

- Aguayo, M., A. Pauchard, G. Azócar y O. Parra. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 361-374
- Alaniz A., M. Galleguillos and J. Pérez-Quezada. 2016. Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation* 204: 378-385. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.10.038.
- Aravena, J., M. Carmona, C. Pérez, and J. Armesto. 2002. Changes in tree species richness, stand structure and soil properties in a successional chronosequence in northern Chiloé Island, Chile. *Rev. chil. hist. nat* 75: 339-360.
- Ariza-López, F. J., J. Rodríguez-Avi y V. Alba-Fernández. 2018. Control estricto de matrices de confusión por medio de Distribuciones Multinomiales. *GeoFocus Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*: 215–226.
- Armesto, J. and S.T.A Pickett. 1985. A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 58:9-17
- Armesto, J., R. Rozzi, C. Smith-Ramírez and M. Arroyo. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282: 1271-1272
- Arnold F.E., C. Sepúlveda, J. San Martín, D. Boshier, P. Peñailillo, T. Lander *et al.* 2009. Propuesta de una Estrategia de Conservación para los Bosques Nativos de la Subregión Costera del Maule. Proyecto Darwin Maule. Talca, Chile.
- Arroyo, M.T.K, O. Matthei, M. Muñoz-Schick, J.J. Armesto, P. Pliscoff, F. Perez *et al.* 2005. Flora de las cuatro reservas nacionales de la Cordillera de la Costa, 35°-36°, VII Región, Chile y su papel en la protección de la biodiversidad regional. p. 237-260. *In*: Smith-Ramirez, C., J.J. Armesto y C. Valdovinos (eds). *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Bannister, J., R. Vargas-Gaete, J.F. Ovalle and M. Acevedo. 2018. Major bottlenecks for the restoration of natural forests in Chile *Restoration Ecology* 26(6):1039-1044
- Bannister J. 2015. Recuperar bosques no es solo plantar árboles: lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin en Chiloé. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43:35-51.
- Bauer, A. 1970. Expansión económica en una sociedad tradicional, Chile central en el siglo XIX. *Historia* 9:137-235.
- Becerra, P., and G. Montenegro. 2013. The widely invasive tree *Pinus radiata* facilitates regeneration of native woody species in a semi-arid ecosystem. *Applied Vegetation Science* 16:173-183.

- Becerra, P. y J. Simonetti. 2020. Diversidad de plantas nativas y exóticas en fragmentos de bosque y plantaciones forestales en un paisaje costero de Chile central. *Bosque* 41: 125-136.
- Beck, H.E., N.E. Zimmermann, T.R. McVicar, N. Vergopolan, A. Berg and E.F. Wood. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution, *Scientific Data* 5:1-12.
- Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN). 2019. Cambio Climático: Conceptos e impactos. Asesoría técnica parlamentaria. Disponible en: https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/27848/1/CC_Conceptos_e_impactos_Website_CC_2019.pdf (Consultado en agosto de 2020).
- Bigler, C. and H. Bugmann. 2003. Growth-dependent tree mortality models based on tree rings. *Canadian Journal of Forest Research* 33 (2): 210–221.
- Boisier, J. P., R. Rondanelli, R. D. Garreaud, and F. Muñoz. 2016. Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile, *Geophys. Res. Lett.*, 43, doi:10.1002/2015GL067265.
- Bugmann, H.K.M. 1994. On the ecology of mountainous forests in a changing climate a simulation study. PhD thesis. Swiss Federal Institute of Technology Zurich. Zurich, Switzerland.
- Bugmann, H.K.M. 1996. A Simplified Forest Model to Study Species Composition Along Climate Gradients. *Ecology* 77 (7): 2055–2074.
- Bugmann, H.K.M and A. Solomon. 2000. Explaining Forest composition and biomass across multiple biogeographical regions. *Ecological Applications* 10: 95–114.
- Bugmann, H.K.M. 2001. A review of forest gap models. *Climatic Change* 51: 259– 305.
- Bustamante, R. y A. Grez, 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11: 58–63.
- Bustamante, R.O., J.A Simonetti, A.A. Grez y J. San Martín. 2005. La fragmentación del bosque maulino y su dinámica regeneracional: diagnóstico actual y perspectivas futuras. p. 555–564. *In: Smith-Ramírez, C., J.J. Armesto, C. Valdovinos (eds.), Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile.* Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Camus, P. 2002. Bosques y tierras despejadas en el periodo de la Conquista de Chile. p.159-180. *In: Retamal, J (eds.). Estudios Coloniales II.* Universidad Andrés Bello. Santiago, Chile.
- Camus, P. 2006. *Ambientes, bosques y gestión forestal en Chile 1541-2005.* Centro de Investigaciones Barros Arana de la Dirección de Bibliotecas, Archivos y Museos-Lom Ediciones. Santiago, Chile.

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2). 2015. Informe a la nación: La megasequía 2010-2015, una lección a futuro. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia. Santiago, Chile.

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2). 2019. Plataforma de Simulaciones Climáticas. Disponible en <http://www.cr2.cl/datos-productos-grillados/>. (Consultado en agosto de 2020).

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2). 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

Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). 1997. Descripciones de Suelos Materiales y Símbolos: Estudio agrologico VII Región. Santiago, Chile.

Chazdon, R. L. 2014. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. University of Chicago Press, Chicago.

Clark, J., L. Iverson, C. Woodall, C. Allen, D. Bell, D. Bragg, A. D'Amato, *et al.* 2016. The impacts of increasing drought on forest dynamics, structure, and biodiversity in the United States. *Glob Chang Biol.* 22: 2329–2352.

Cohen, J. 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement* 20: 37-46.

Convention on Biological Diversity (CBD). 2001. *Handbook of the convention on biological diversity*, 3rd edn. Earthscan Publications, London.

Convention on Biological Diversity (CBD). 2006. *Convention on Biological Diversity of the United Nations*, New York, U.S.A. Disponible en <https://www.cbd.int/convention/articles/?a=cbd-02> (Consultado en febrero de 2020)

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 1998. *Experiencia silvicultural del bosque nativo en Chile: Recopilación de antecedentes para 57 especies arbóreas y evaluación de prácticas silviculturales*. Santiago, Chile.

Corporación Nacional Forestal (CONAF) y Ministerio de Agricultura (MINAGRI). 2016. *Política Nacional Forestal 2015-2035*. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile.

Corporación Nacional Forestal (CONAF) y Ministerio de Agricultura (MINAGRI). 2017. *Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales 2017-2025*. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile.

Cortés, L., H.J. Hernández and P. Silva. 2022. Historic land cover change assessment of Chilean Mediterranean Coast: did forest plantations really caused fragmentation? *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* (3): 6-11.

- Day, M., C. Baldauf, E. Rutishauser and T. C.H. Sunderland. 2014. Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests: implications for REDD. *Environmental Conservation* 41: 64-72.
- Donoso, C., R. Deus, J. Cockbaine y H. Castillo. 1986. Variaciones estructurales del tipo forestal Coihue Raulí-Tepa. *Bosque* 7(1): 17-35.
- Donoso, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Donoso, P. and L. Otero. 2005. Towards a definition of a forest country: Where is Chile located? *Bosque* (26): 5-18.
- Drake, F., E. Acuña, y P. Emanuelli. 2003. Compendio de funciones dendrométricas del bosque nativo. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.
- Echeverría, C., D. Coomesa, J. Salas, J.M. Rey-Benayas, A. Lara and A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.
- Echeverría, C., R. Fuentes y R. Heilmayr. 2019. Cambios de uso y cobertura del suelo en la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. p.471-486. *In*: Smith-Ramírez, C. y F.A.Squeo (eds.) Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de Los Lagos. Osorno, Chile.
- Elizalde Mac-Clure, R. 1958. La sobrevivencia de Chile. La conservación de sus recursos naturales renovables. 1a. edición. Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura.
- Elkin, C., A. G. Gutiérrez, S. Leuzinger, C. Manusch, C. Temperli, L. Rasche *et al.* 2013. A 2 °C warmer world is not safe for ecosystem services in the European Alps. *Global Change Biology* 19 (6): 1827-1840.
- Environment Agency. 2019. Find open data. Bristol, UK. Disponible en <https://www.data.gov.uk/dataset/8311f42d-bddd-4cd4-98a3-e543de5be4cb/lidarcomposite-dtm-2019-10m#licence-info> (Consultado en noviembre de 2022)
- Estades, CF. 1994. Impacto de la sustitución del bosque natural por plantaciones de *Pinus radiata* sobre una comunidad de aves en la Octava Región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 6:24-27.
- Fajardo, L. 2020. Evaluación de la regeneración natural del bosque nativo en plantaciones cosechadas de *Pinus radiata* D.Don y *Eucalyptus globulus* Labill en la Cordillera de la Costa de las regiones del Bío-Bío y Ñuble. 100p. Tesis Magister en Ciencias Forestales. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.
- Fassnacht, F., J. Poblete, L. Rivero, J. Lopatin, A. Ceballos and M. Galleguillos. 2021. Using Sentinel-2 and canopy height models to derive a landscape-level biomass map covering

multiple vegetation types. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 94, 102236.

Food and Agriculture Organization (FAO). 2000. Land cover classification system (LCCS): Classification concepts and user manual. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/003/x0596e/x0596e00.HTM> (Consultado en agosto de 2020).

Food and Agriculture Organization (FAO). 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe FRA. Roma.

Fujimori, S., T. Hasegawa, T. Masui, K. Takahashi, D. Silva Herran, H. Dai, *et al.* 2017. AIM implementation of shared socioeconomic pathways. *Global Environmental Change* 42: 268–283.

Fundación reforestemos. 2017. Reforestación masiva predio Pantanillos, Región del Maule.

Galleguillos, M., F. Gimeno, C. Puelma, M. Zambrano-Bigiarini, A. Lara and M. Rojas. 2021. Streamflow in a Mediterranean catchment dominated by tree plantations. *Journal of Hydrology* 595(1): 1-18.

Gamfeldt, L. and F. Rogers. 2017. Revisiting the biodiversity–ecosystem multifunctionality relationship. *Nature Ecology & Evolution* 1: 1-7.

Garreaud, R., C. Álvarez-Garreton, J. Barichivich, J. P. Boisier, D. Christie, M. Galleguillos *et al.* 2017. The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21: 6307–6327.

Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H., and D. Veloso-Águila. 2019. The Central Chile Mega Drought (2010-2018): A Climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*. doi:10.1002/joc.6219

Ghazoul, J. and R. Chazdon. 2017. Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 42:161–88

Gobierno de Chile. 2020. Contribución Determinada a Nivel Nacional (NDC) de Chile.

Gómez, P., M. Murúa, J. San Martín, E. Goncalves y R.O. Bustamante. 2019. Mantener una cubierta de dosel cerrada previene la invasión de *Pinus radiata*: ecología básica para manejar la invasibilidad del bosque nativo. *PLoS ONE* 14(5): e0210849.

González, M., A. Lara, R. Urrutia y J. Bosnich. 2011. Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33° - 42° S). *Bosque (Valdivia)* 32(3): 215-219.

Gutiérrez, A. G. y A. Huth. 2012. Successional stages of primary temperate rainforests of Chiloé Island, Chile. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*: 14(4): 243 – 256.

Gutiérrez, A.G.; J.J. Armesto; M.F. Díaz y A. Huth. 2014. Increased drought impacts on temperate rainforests from Southern South America: Results of a process-based, dynamic forest model. *PLoS ONE* 9 (7): 37–43.

Gutiérrez, A. G, R. Snell y H. Bugmann. 2016. Using a dynamic forest model to predict tree species distributions. *Global Ecology and Biogeography* 25: 347-358.

Gutiérrez, A. G., I. Díaz-Hormazábal y R.O. Chávez. 2017. Monitoreo de la degradación de bosques nativos desde el espacio: implementación de una estrategia territorial para su recuperación. Fondo de Investigación Bosque Nativo, CONAF. Proyecto 27/2015.

Gyenge, J., M. E. Fernández, M. Sarasola, M. Urquiza and T. Schlichter. 2009. Equations for above-ground biomass and stem volume of some native woody species growing in Foyel valley, NW Patagonia Argentina. *Bosque* 30(2): 95-101.

Haddad, N.M., L.A. Brudvig, J. Clobert, K.F. Davies, A. Gonzalez, A., *et al.* 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): 1-10.

Hajek, E., E. Fuentes y G. Espinoza. 1985. Bases para una geografía climática de Chile central. *Revista de Geografía Paralelo* 37:327–36.

Heilmayr, R., C. Echeverría, R. Fuentes and E. F. Lambin. *et al.* 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75: 71-82

Heilmayr, R., C. Echeverría and E. F. Lambin. 2020. Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon, and biodiversity. *Nature Sustainability* 3: 701–709.

Hertzog, L., R. Boonyarittichaij, D. Dekeukeleire, S. R. E. De Groot, I. M. Van Schroyenseint Lantman, B. K. Sercu, H. Keely Smith, *et al.* 2019. Forest fragmentation modulates effects of tree species richness and composition on ecosystem multifunctionality. *Ecology* 100: 1-9.

Hisano, M., E. Searle and H. Chen. 2017. Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. *Biol. Rev.* 93: 439- 456.

Hódar, J., R.Zamora y L.Cayuela. 2012. Cambio climático y plagas: algo más que el clima. *Ecosistemas* 21(3):73-78.

Huber, N., H. Bugmann and V. Lafond. 2020. Capturing ecological processes in dynamic forest models: why there is no silver bullet to cope with complexity. *Ecosphere* 11(5): 1-34.

Instituto Nacional de Estadística (INE). 2007. Cambios Estructurales en la Agricultura Chilena: Análisis intercensal 1976-1997-2007. Santiago, Chile.

Instituto Forestal (INFOR). 2021. Buenas prácticas y consideraciones genéticas para recuperación de bosques nativos degradados. CONAF. MINAGRI.

Instituto Forestal (INFOR). 2020. Noticias. Disponible en <https://www.infor.cl/index.php/noticias/615-programa-achibueno-de-infor-reconvirtio-plantacion-de-pino-radiata-a-nativo-estableciendo-3-mil-quillayes> (Consultado en diciembre 2022)

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013. Glosario. *In: Stocker, T.F., D. Qin, G.K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung et al. (eds.). Cambio Climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.* Cambridge University Press, Reino Unido y Nueva York, Estados Unidos de América.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). 2019. Resumen para los encargados de la formulación de políticas del informe de la evaluación mundial sobre la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas. *In: S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, et al. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Alemania.*

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2021: Technical Summary. *In: Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger et al. (eds.). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Ipinza, R., B. Gutiérrez, M. Molina y S. Barros. 2021. Buenas prácticas y consideraciones genéticas para la recuperación de bosques nativos degradados. Instituto Forestal, Chile.

Jaccard, P. 1901. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 37: 547–579.

Kühn, H.; Loguercio, G.A.; Caselli, M.; Thren, M. 2021. Growth and Potential of *Lomatia hirsuta* Forests from Stump Shoots in the Valley of El Manso/Patagonia/Argentina. *Forests*, 12, 923.

Lara, A., M.E. Solari, M. del R. Prieto y M.P. Peña. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° – 43° 30' S). *Bosque* 33(1): 13–23.

Laurance, W. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. *In: Laurance WF, Bierregaard RO Jr (eds) Tropical Forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.* University of Chicago Press, Chicago.

Laurence, W., L. Ferreira, J. Rankin-de Merona and S. Laurence. 1998. Rain Forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032-2040.

Lindenmayer D.B and J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.

Liu, J., M. Wilson, G. Hu, J. Wu and M. Yu. 2018. How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship? *Landscape Ecology* (33): 341–352.

- Loreau, M. and C. de Mazancourt. 2013. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*. 16:106–15.
- Luebert, F. y P. Pliscoff. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Segunda edición. Editorial Universitaria, Santiago.
- Maino, V. 1996. La navegación del Maule: una vía de conexión con el exterior 1794-1898. Editorial de la Universidad de Talca. Talca, Chile.
- Manfried, C. 2017. Funciones de volumen fustal y biomasa aérea total y de componentes a nivel de árbol individual para renovales de roble, raulí y coigüe. Tesis de Doctor en Ciencias Forestales. Concepción, Chile.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2017. Plan de Acción Nacional de Cambio Climático 2017-2022. División de Cambio Climático del Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2018. Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030. Ministerio del Medio Ambiente, PNUD y GEF. Santiago, Chile.
- Ministerio de Obras Públicas (MOP). 2011. Evaluación de los recursos hídricos subterráneos de la cuenca del Río Cauquenes. Departamento de administración de recursos hídricos.
- Miranda, A., A. Altamirano, L. Cayuela, A. Lara and M. González. 2017. Native Forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Reg. Environ. Change* 17:285–297.
- Miranda, A., A. Lara, A. Altamirano, C. Di Bella, M. González and J. Camarero. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators* 115, 106401.
- Miranda, A., R. Mentler, I. Moletto-Lobos, G. Alfaro, L. Aliaga, D. Balbontín *et al.* 2022. The Landscape Fire Scars Database: mapping historical burned area and fire severity in Chile *Earth Syst. Sci. Data*, 14, 3599–3613
- Mooney, H., and E. Dunn. 1970. Convergent evolution of mediterranean-climate evergreen sclerophyll shrubs. *Evolution* 24(2):292-303.
- Morin, X., L. Fahse, M. Scherer-Lorenzen and H. Bugmann. 2011. Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecology Letters* 14: 1211–1219.
- Muñoz, F., C. Muñoz, M. Uribe, M.A. Martín, J.R. Molina, M.A. Herrera *et al.* 2013. Composición, estructura y diversidad de poblaciones de *Nothofagus glauca* ubicadas en la zona mediterránea de Chile. *Gayana bot.* 70:82-91.
- Murcia, C. 1995. Edge effect in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.

- Nazarenko, L., N. Tausnev, G. Russell, D. R.L. Miller, G.A. Schmidt, S. Bauer, *et al.* 2022. Future Climate Change Under SSP Emission Scenarios With GISS-E2.1. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 14, e2021MS002871.
- O'Neill, B., C. Tebaldi, D. Vuuren, V. Eyring, P. Friedlingstein, G. Hurtt, *et al.* 2016. The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6, *Geoscientific Model Development* 9: 3461-3482.
- Otavoá, S. y C. Echeverría. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspots mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 924-935.
- Ostria, E., S. Paula, L.J. Corcuera and R.E. Coopman. 2015. Light Environment Has Little Effect on Heteroblastic Development of the Temperate Rain Forest Tree *Gevuina avellana* Mol. (Proteaceae). *International Journal of Plant Sciences* 176(3): 285- 293.
- Ovalle, J. F., E. Arellano y R. Ginocchio. 2015. Trade-Offs between Drought Survival and Rooting Strategy of Two South American Mediterranean Tree Species: Implications for Dryland Forests Restoration. *Forests* 6(10): 3733-3747.
- Paquette, A., J. Vayreda, L. Coll, C. Messier, and J. Retana. 2017. Climate Change Could Negate Positive Tree Diversity Effects on Forest Productivity: A Study Across Five Climate Types in Spain and Canada. *Ecosystems* 21: 960-970.
- Pereira, H., P. Leadley, V. Proenca, R. Alkemade, J. Scharlemann, J.F. Fernandez-Manjarres, *et al.* 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330(6010):1496–1501.
- Piirto, D., and S. Valkonen. 2005. Structure and development of pitch canker infected Monterey pine stands at Año Nuevo, California. *JAppl Ecol* 40:458– 469
- Pollmann W. and T. Veblen. 2004. Nothofagus regeneration dynamics in south-central Chile: A test of a general model. *Ecological Monographs* 74:615-634.
- Promis, A., S. Olivares, S. Acuña y G. Cruz. 2019. Respuesta temprana de la regeneración de plantas leñosas después del incendio forestal denominado “Las Máquinas” en la Región del Maule, Chile. *Gayana Bot.* 76(2): 257-262.
- Rasche, L., L. Fahse, A. Zingg; and H. Bugmann. 2011. Getting a virtual forester fit for the challenge of climatic change. *Journal of Applied Ecology* 48 (5): 1174–1186.
- Rasche, L., L. Fahse, A. Zingg; and H. Bugmann. 2012. Enhancing gap model accuracy by modeling dynamic height growth and dynamic maximum tree height. *Ecological Modelling* (232): 133– 143.

- Ratcliffe, S., C. Wirth, T. Jucker, F. Van der Plas, M. Scherer-Lorenzen, K. Verheyen *et al.* 2017. Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context. *Ecology Letters* 20: 1414–1426.
- Reyes, P., and J. P. Torres-Florez. 2009. Diversity, distribution, richness and abundance of deep-sea Chondrichthyans along south Patagonian Archipelago, Cape Horn, Diego Ramirez Islands and the northern area of the Drake passage. *Rev. biol. mar. oceanogr.* 44: 243-251.
- Rissanen, K., M. Martin-Guay, A. Riopel-Bouvier and A. Paquette. 2019. Light interception in experimental forests affected by tree diversity and structural complexity of dominant canopy. *Agricultural and Forest Meteorology* 278, 107655.
- Rojas, M., P. Aldunce, L. Farías, H. González, P. Marquet, J. C. Muñoz *et al.* 2019. Evidencia científica y cambio climático en Chile: Resumen para tomadores de decisiones. Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación. Santiago, Chile.
- Rubilar, R., L. Blevin, J. Toro, A. Vita and F. Muñoz. 2008. Early performance of *Pinus radiata* plantations to weed control and fertilization on metamorphic soils of the Coastal Range, Maule Region, Chile. *Bosque* 29(1): 74-84.
- Sala, OE., FS. Chapin, JJ. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- Salas, C, y O. García. 2006. Modelling height development of mature *Nothofagus obliqua*, *Forest Ecology and Management* 229: 1-6.
- Salas, C, T. Gregoire, D.J. Craven, y H. Gilabert. 2016. Modelación del crecimiento de bosques: Estado del arte. *Bosque* 37 (1): 3–12.
- Salas, C., A. Fuentes-Ramirez, P. J. Donoso, C. Matus y D.P. Soto. 2018. Crecimiento de bosques secundarios y adultos de *Nothofagus* en el centro-sur de Chile. p73–92. *In:* P. Donoso, A. Promis y D. Soto (eds.) *Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos.* Valdivia, Chile.
- San Martín, J. y C. Donoso. 1995. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. p.153-168. *In:* Armesto J, C Villagrán y M.K. Arroyo (eds.) *Ecología de los bosques nativos de Chile.* Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Santelices, R. 2005. Development of a *Eucalyptus globulus* plantation established in spring using different irrigation treatments. *Bosque* 26(3): 105-112.
- Sardans, J. and J. Peñuelas. 2013. Plant-soil interactions in Mediterranean forest and shrublands: impacts of climatic change. *Plant and Soil* volume 365: 1–33
- Schlaepfer, D., B. Braschler, H. Rusterholz and B. Baur. 2018. Genetic effects of anthropogenic habitat fragmentation on remnant animal and plant populations: a meta-analysis. *Ecosphere* (9), e02488.

- Serrada, R., R. Navarro and J. Pemán. 2005. Quality in reforestation: an approach from silviculture and ecophysiology. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 14(3):462
- Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), 2011. Pauta para Estudio de Suelos. División de Protección de los Recursos Naturales Renovables.
- Shannon, C. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Systems Technological Journal* 27:379–423.
- Soil Survey Staff. 2003. *Keys to Soil Taxonomy*, 9th Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, USDA, Washington, DC.
- Sprugel, D., K. Rascher, R. Gersonde, M. Dovčiak, J. A. Lutz and C. B. Halpern. 2009. Spatially explicit modeling of overstory manipulations in young forests: Effects on stand structure and light. *Ecological Modelling* 220: 3565-3575.
- Spurr, S.H. 1962. Growth and mortality of a 1925 planting of *Pinus radiata* on pumice. *N. Z. J. For.* 8: 560-569.
- Thompson, I., B. Mackey, S. McNulty and A. Mosseler. 2009. Forest resilience, biodiversity, and climate change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Technical Series no. 43. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Toral, M., U. Kannegiesser y R. Rosende. 1988. Biomasa y boldina en Boldo (*Peumus boldus* Mol) VII Región. *Ciencia e Investigación Forestal* 2(4): 15-25.
- Torres, J., J. Gutiérrez and E. Fuentes. 1980. Vegetative responses to defoliation of two Chilean matorral shrubs. *Oecologia (Berl.)* 46, 161-163.
- Turner, I. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Urrutia-Jalabert, R., M. E. González, A. González-Reyes, A. Lara and R. Garreaud. 2018. Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere* 9: 1-17.
- Varas, E. y J. Sandoval. 1988. Riego: Factores para mejorar la eficiencia. *Ipa Carillanca* 4:8-10.
- Veblen, T., R. S. Hill and J. Read. 1996. *The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. Yale University Press. 414p.
- Veblen, T., T. Kitzberger, R. Villalba. 2004. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de bosques del sur de Argentina y Chile. *In: M. Arturi, J. Frangi, J. Goya (eds.) Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina*. Editorial Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.

Villalobos, A. 2020. Caracterización hidrológica de la cuenca Cauquenes (Chile) y evaluación del impacto del cambio climático utilizando Hydro-Bid. Tesis de máster universitario. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, España.

Virginia, D. y S. Monteoliva. 2010. Densidad básica, longitud de fibras y crecimiento en dos procedencias de *Eucalyptus globulus* en Argentina. *Bosque* 31(2): 150-156.

Vogel, H., B. González, and I. Razmilic. 2011. Boldo (*Peumus boldus*) cultivated under different light conditions, soil humidity and plantation density. *Industrial Crops and Products*, 34(2), 1310–1312.

Walcroft, A. S., D. Whitehead, F. M. Kelliher, A. Arneeth y W. B. Silvester. 2002. Los efectos de la sombra parcial a largo plazo sobre el crecimiento y la fotosíntesis en árboles de *Pinus radiata* D. Don. *Gestión ecológica forestal* 163:151–163.

Winkler, K., R. Fuchs, M. Rounsevell, and M. Herold. 2021. Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications* (12), 2501.

Yachi, S., and M. Loreau. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96: 1463–1468.

ANEXOS Y APÉNDICES

Apéndice 1. Resumen de intervenciones con el submodelo de manejo en los sitios de validación

Año	Intervención	Bosque nativo	Bosque mixto	Plantación
1820	Tala selectiva de roble		5,22,38,9	
	Tala total de roble	3,6	62	
1850	Tala rasa de todo el bosque	3,6	5,22,38,9,62	
1930	Tala rasa de todo el bosque	3,6	5,22,38,9,62	
1973	Tala rasa de bosque y posterior plantación de especies exóticas			4,63
1980	Tala bajo dosel	3,6	5,22,38,9, 62	
1998	Tala rasa de especies exóticas y posterior plantación			4,63
2015	Tala bajo dosel		9	

Apéndice 2. Lista de los modelos climáticos utilizados para los escenarios SSP126 y SSP370

N°	Modelo climático	Resolución	Información
1	ACCESS-CM2	5 km	Temperatura máxima,
2	ACCESS-ESM1-5		temperatura mínima y
3	CMCC-ESM2		precipitaciones diarias
4	EARTH-3		
5	EARTH-3-VEG		
6	EARTH-3-VEG-LR		
7	FGOALS-G3		
8	GFDL-ESM4		
9	INM-CM5-0		
10	IPSL-CM6A-LR		
11	MIROC6		
12	MPI-ESM1-2-HR		
13	MPI-ESM1-2-LR		
14	MRI-ESM2-0		
15	NORESM2-MM		
16	TAIESM1		
17	INM-CM4-8		

Apéndice 3. Parámetros especie-específicos utilizados en los experimentos de simulación

Par.	EUGL	PIRA	QUSA	PEBO	NOOB	NOGL	LUAP	LOHI	LICA	GEAV	CRAL	ACCA
kType	E5	E5	E3	E4	D2	D1	E2	E3	E3	E4	E4	D1
kHMa	55	50	22.5	20	52	30	34	26.5	12	25	20	10
kAMa	200	100	400	400	460	500	400	200	200	100	400	300
kDMA	150	200	90	90	245	200	135	104	50	93	88	50
kG	498	608	220	200	300	301	200	300	200	275	280	280
kDDM	1539	1513	2950	2600	1525	1630	1729	1934	2300	1789	2488	2302
kWiT	0.8	1.2	4.5	3.5	1.2	1.6	2	2.4	5	1.1	6.8	7.5
kWiT	8.8	9	9.7	8.3	8.5	9	8.3	8.3	9	8.2	9	9.9
kDrTo	0.45	0.45	0.56	0.69	0.65	0.66	0.39	0.39	0.6	0.4	0.39	0.88
kNTol	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
kBrow	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
kLy	0.5	0.4	0.4	0.1	0.2	0.15	0.15	0.4	0.3	0.3	0.07	0.4
kLa	9	9	9	3	9	7	5	9	6	5	5	9
kLQ	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
kImm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kRed	82	76	75	75	63	75	71.7	75	100	64.8	75	100
kWD	0.5	0.4	0.45	0.46	0.46	0.46	0.85	0.47	0.74	0.55	0.46	0.83