



UNIVERSIDAD DE CHILE

UNIVERSIDAD DE CHILE



FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

MAGÍSTER EN ÁREAS SILVESTRES Y CONSERVACIÓN D ELA
NATURALEZA

ANÁLISIS DEL EFECTO DEL INCREMENTO DE LAS CONDICIONES DE
SEQUÍA EN EL CRECIMIENTO RADIAL DE *CRYPTOCARYA ALBA* EN LA
REGIÓN METROPOLITANA

Proyecto de grado presentado como
parte de los requisitos para optar al grado de
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de
la Naturaleza

Katherine Elisa Rojas Olivares

Licenciada en Ciencias Forestales

SANTIAGO, CHILE

2024

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster
en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor Guía

Nombre Álvaro Gutiérrez Ilabaca

Nota

Firma

Profesor Co-guía

Nombre Alejandro Venegas González

Nota

Firma



Profesor Consejero

Nombre Eduardo Martínez Herrera

Nota

Firma

Profesor Consejero

Nombre Horacio Bown Intveen

Nota

Firma

AGRADECIMIENTOS

ÍNDICE DE CONTENIDO

| | | |
|--------|---|----|
| 1. | INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 2.1. | Objetivo general | 5 |
| 2.2. | Objetivos específicos | 5 |
| 3. | MATERIAL Y MÉTODO..... | 6 |
| 3.1. | Material..... | 6 |
| 3.1.1. | Poblaciones de <i>C. alba</i> estudiadas | 6 |
| 3.1.2. | Datos climáticos..... | 9 |
| 3.2. | Método..... | 13 |
| 3.2.1. | Elaboración de cronologías..... | 13 |
| 3.2.2. | Punto de quiebre a partir del Índice de severidad de sequía de Palmer | 15 |
| 3.2.3. | Incremento anual de área basal (IAB) | 15 |
| 3.2.4. | Relación entre el clima y el crecimiento..... | 16 |
| 3.2.5. | Comparación entre los sitios..... | 17 |
| 4. | RESULTADOS | 19 |
| 4.1. | Caracterización y estadísticas descriptivas de las cronologías..... | 19 |
| 4.2. | Punto de quiebre a partir del Índice de severidad de sequía de Palmer | 22 |
| 4.3. | Incremento anual de Área basal (IAB)..... | 22 |
| 4.4. | Relación entre variables climáticas y el crecimiento | 26 |
| 4.5. | Influencia del PDSI en el crecimiento radial..... | 30 |
| 5. | DISCUSIÓN..... | 32 |
| 6. | CONCLUSIONES..... | 42 |
| 7. | BIBLIOGRAFÍA..... | 43 |

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|------------|--|----|
| Figura 1. | Sitios de estudio | 7 |
| Figura 2. | Variación temporal de la precipitación y temperatura media para los cinco sitios de estudio (Altos de Chicauma, PN Río Clarillo, Quebrada de Macul, Quebrada de la Plata y San Juan de Piche). La línea negra en ambos gráficos representa la tendencia general estimada mediante un modelo lineal. | 10 |
| Figura 3. | Diagrama de flujo metodológico. | 13 |
| Figura 4. | Cronologías de ancho de anillo estandarizadas.. | 21 |
| Figura 5. | Punto de quiebre en el Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI)..... | 22 |
| Figura 6. | Tendencias de crecimiento a partir del Incremento Anual de Área basal (IAB). A) Altos de Chicauma (ADC); B) Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche (SJP); C) Parque Natural Quebrada de Macul (QDM); D) Parque Nacional Río Clarillo (PRC); E) Región Metropolitana (RM).. | 24 |
| Figura 7. | Porcentajes de árboles con tendencias significativas negativas y sin tendencia significativa en cada sitio. A) Altos de Chicauma (ADC); B) Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche (SJP); C) Parque Natural Quebrada de Macul (QDM); D) Parque Nacional Río Clarillo (PRC).. | 25 |
| Figura 8. | Precipitación y temperatura media anual promedio por sitios y periodos de tiempo. Las letras sobre las barras indican diferencias significativas en la precipitación y temperatura anual entre los sitios..... | 26 |
| Figura 9. | A. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la precipitación mensual; B. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la temperatura media mensual.. | 28 |
| Figura 10. | A. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la precipitación mensual de la Región Metropolitana; B. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la temperatura media mensual de la Región Metropolitana. | 30 |
| Figura 11. | Series temporales de la relación entre el índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI) y el índice de ancho de anillo (RWI) en los diferentes sitios. | 31 |

LISTA DE TABLAS

| | | |
|-----------|--|----|
| Cuadro 1. | Caracterización de las cronologías | 19 |
| Cuadro 2. | Estadísticas descriptivas de las cronologías | 20 |
| Cuadro 3. | Variación porcentual del incremento anual de área basal (PCC) para cada sitio de estudio.. | 23 |

RESUMEN

Los ecosistemas mediterráneos de Chile Central están entre las regiones más amenazadas de Sudamérica debido al cambio global, manifestado en la megasequía histórica que afecta la zona desde 2010. Estos bosques han experimentado profundos cambios funcionales y estructurales en los últimos años, siendo altamente reactivos y vulnerables al cambio climático. Las proyecciones climáticas para Chile indican que el calentamiento global seguirá intensificándose, incrementando el estrés hídrico en la vegetación. Los bosques mediterráneos chilenos ya muestran disminuciones en el crecimiento de árboles esclerófilos debido a la sequía. La presente investigación tiene como objetivo estudiar, mediante un análisis dendrocronológico, cómo la sequía está impactando en el crecimiento radial del bosque esclerófilo mediante *Cryptocarya alba*, especie arbórea dominante del dosel en los bosques esclerófilos, como un proxy del efecto de las sequías en el crecimiento radial, dado que este es un indicador integral de la salud y vitalidad del bosque. Se obtuvieron tarugos de incremento de 114 árboles de *C. alba* en los sitios de Altos de Chicauma, San Juan de Piche, Quebrada de Macul, Quebrada de la Plata y Parque Nacional Río Clarillo, desarrollándose cronologías para cada sitio. Las estadísticas descriptivas indicaron que la cronología de Quebrada de la Plata carecía de robustez estadística, por lo que fue excluida de los análisis posteriores. Se calculó el incremento anual del área basal (BAI) y su variación porcentual (PCC), aplicando la prueba Mann-Whitney-Wilcoxon para evaluar diferencias significativas. Los resultados mostraron un PCC negativo en todos los sitios (de -92.13 a -0.38), siendo estadísticamente significativo sólo en Río Clarillo (8.51×10^{-5}). Además, mediante ANOVA se evaluaron las tendencias de crecimiento de cada tarugo, observando que ningún árbol mostró un crecimiento positivo, sino tendencias negativas o no significativas.

Se obtuvieron las correlaciones de Pearson entre el crecimiento radial y la precipitación y temperatura media estacional, separando los períodos anterior y posterior a la megasequía. Previo a la megasequía, la precipitación mostró una influencia positiva en Altos de Chicauma, San Juan de Piche y Río Clarillo, pero negativa en Macul, mientras que durante la megasequía no se observaron relaciones significativas. La temperatura influyó negativamente en Altos de Chicauma, San Juan de Piche y Río Clarillo, pero positivamente en Macul, donde también se registró una relación negativa durante la megasequía. Finalmente, la prueba de evaluación de Spearman entre el índice de ancho de anillo (RWI) y el índice de severidad de sequía de Palmer mostraron significancia solo en Río Clarillo.

Esta investigación demuestra que la megasequía iniciada en 2010 ha afectado negativamente el crecimiento radial de las poblaciones de *Cryptocarya alba* estudiadas, mostrando tendencias decrecientes. Aunque todas las poblaciones evaluadas han sido impactadas, su respuesta varía, lo que sugiere diferencias en su capacidad de adaptación o en las condiciones particulares de cada sitio.

Palabras clave: Bosque Mediterráneo, bosque esclerófilo, mega sequía, dendrocronología, crecimiento radial y *Cryptocarya alba*.

SUMMARY

The Mediterranean ecosystems of Central Chile are among the most threatened regions in South America due to global change, manifested in the historic megadrought that has affected the area since 2010. These forests have undergone profound functional and structural changes in recent years, being highly reactive and vulnerable to climate change. Climate projections for Chile indicate that global warming will continue to intensify, increasing water stress on vegetation. Chilean Mediterranean forests are already showing declines in the growth of sclerophyllous trees due to drought. This research aims to study, through dendrochronological analysis, how drought is impacting the radial growth of the sclerophyllous forest, using *Cryptocarya alba*, the dominant canopy tree species in these forests, as a proxy for the effect of drought on radial growth, as this is an integral indicator of forest health and vitality. Core samples were taken from 114 *C. alba* trees at the sites of Altos de Chicauma, San Juan de Piche, Quebrada de Macul, Quebrada de la Plata, and Río Clarillo National Park, with chronologies developed for each site. Descriptive statistics indicated that the chronology for Quebrada de la Plata lacked statistical robustness, so it was excluded from further analyses. Annual basal area increment (BAI) and its percent change (PCC) were calculated, applying the Mann-Whitney-Wilcoxon test to assess significant differences. The results showed a negative PCC at all sites (ranging from -92.13 to -0.38), which was statistically significant only at Río Clarillo (8.51×10^{-5}). Additionally, ANOVA was used to assess growth trends for each core sample, revealing that no tree exhibited positive growth, with trends being either negative or not significant.

Pearson correlations were obtained between radial growth and seasonal mean precipitation and temperature, separating the periods before and after the megadrought. Prior to the megadrought, precipitation showed a positive influence at Altos de Chicauma, San Juan de Piche, and Río Clarillo, but a negative one at Macul, while during the megadrought, no significant relationships were observed. Temperature had a negative influence at Altos de Chicauma, San Juan de Piche, and Río Clarillo but a positive influence at Macul, where a negative relationship was also recorded during the megadrought. Finally, the Spearman test between the ring-width index (RWI) and the Palmer Drought Severity Index showed significance only at Río Clarillo.

This research demonstrates that the megadrought that began in 2010 has negatively affected the radial growth of the studied *Cryptocarya alba* populations, showing declining trends. Although all

evaluated populations have been impacted, their response varies, suggesting differences in their adaptive capacity or in the specific conditions of each site.

Key words: Mediterranean forest, sclerophyllous forest, megadrought, dendrochronology, radial growth, and *Cryptocarya alba*.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales mediterráneos son fundamentales para la conservación de la diversidad biológica, por lo que es indispensable garantizar su protección para las generaciones futuras (Zavala *et al.*, 2008; FAO, 2024). Estos ecosistemas, reconocidos como hotspots de biodiversidad a nivel global, presentan un alto grado de endemismo (Myers *et al.*, 2000; Nocentini *et al.*, 2022) tanto en especies animales como vegetales (Blondel *et al.*, 2010).

Además de albergar una alta biodiversidad, los bosques mediterráneos proporcionan una variedad de servicios ecosistémicos (UICN, 2008). Entre estos servicios destacan la protección del suelo, la gestión de cuencas, la mitigación del cambio climático y la mejora del microclima (Nocentini *et al.*, 2022). También contribuye al ciclo de carbono (Nocentini *et al.*, 2022; FAO, 2024) y agua, aumenta la fertilidad del suelo y proporciona alimentos y hábitat para la vida silvestre (FAO, 2024). Sin embargo, la biodiversidad de los bosques mediterráneos se encuentra bajo presión debido al cambio ambiental global (Underwood *et al.*, 2009). Estos bosques han experimentado diversos cambios funcionales y estructurales durante los últimos años debido a diferentes inconvenientes, entre ellos el cambio climático (Zavala *et al.*, 2008). Además, se ha identificado a los bosques mediterráneos como uno de los ecosistemas más reactivos (Nocentini *et al.*, 2022) y vulnerables frente al cambio climático (Schröter *et al.*, 2005).

El cambio climático es un fenómeno emergente que está generando la declinación de muchos bosques, ya que puede reducir el crecimiento de los árboles y, en consecuencia, aumentar la mortalidad, lo que se atribuye a la creciente frecuencia de sequías y déficits hídricos (Allen *et al.*, 2010; Allen *et al.*, 2015). Esta situación, que podría seguir agravándose en el futuro, se debe a que durante el Antropoceno se están generando “sequías más calientes”, que afectan la capacidad de los árboles para crecer adecuadamente (Allen *et al.*, 2015). Como resultado, los árboles son más susceptibles a las condiciones de sequía, experimentando respuestas fisiológicas negativas y un aumento de ataques bióticos, lo que incrementa su vulnerabilidad (Allen *et al.*, 2015). Diversos estudios han evidenciado que el cambio climático representa un obstáculo significativo para la conservación de los bosques mediterráneos, ya que uno de sus efectos es la ralentización de la tasa de crecimiento de los árboles en estos ecosistemas (Sabaté *et al.*, 2002; Gómez-Aparicio *et al.*, 2011; Girard *et al.*, 2012).

En Chile, desde el año 2010 en adelante, las precipitaciones han disminuido en un 30% en el territorio comprendido entre las regiones de Coquimbo y la Araucanía (CR2, 2015). Este déficit

pluviométrico está ocurriendo en la década más cálida del último siglo, lo que ha provocado una intensificación de las condiciones de sequía (CR2, 2015). Este fenómeno se ha denominado megasequía (Garreaud *et al.*, 2019) y está causando que las zonas centro y sur de Chile se vuelvan más áridas (Marquet *et al.*, 2011; CR2, 2015). Esta situación es alarmante, dado que los ecosistemas de la zona central de Chile corresponden a un hotspot de biodiversidad (Arroyo *et al.*, 2004), debido a su alto grado de endemismo y fuertes perturbaciones antrópicas (Myers *et al.*, 2000).

Según las proyecciones de cambio climático en Chile, el calentamiento global seguirá exacerbándose, generando un aumento de la temperatura, disminución de las precipitaciones, mayor evapotranspiración y un aumento del estrés en la vegetación (Bozkurt *et al.*, 2018). Los bosques mediterráneos chilenos no son ajenos a estos efectos, ya que se han registrado disminuciones en el crecimiento de los árboles como consecuencia del calentamiento global (Venegas-González *et al.*, 2018a; Venegas-González *et al.*, 2018b; Peña-Rojas *et al.*, 2022).

En los ecosistemas mediterráneos, las especies esclerófilas son las predominantes (Rundel, 1998), del mismo modo, en la zona mediterránea de Chile central, la vegetación nativa dominante corresponde a bosques y matorrales esclerófilos (Bambach *et al.*, 2013). Se prevén cambios significativos en los bosques esclerófilos del ecosistema mediterráneo chileno debido al cambio climático, lo que podría afectar su estructura y composición, así como reducir la riqueza de especies y la biodiversidad (Bambach *et al.*, 2013). Además, los bosques esclerófilos de Chile han sido fuertemente intervenidos (Tapia, 2005; Becerra *et al.*, 2018), lo que ha llevado a que en la actualidad se encuentren fragmentados y degradados (Becerra *et al.*, 2018). Esta situación se agrava al considerar que los bosques esclerófilos están subrepresentados en el sistema de protección ambiental del país, a pesar de su gran biodiversidad y endemismo (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011).

Actualmente, existen diversos estudios que documentan cómo el calentamiento global está alterando la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos (Peñuelas y Filella, 2001). Sin embargo, también es crucial investigar cómo esto impacta el crecimiento de los árboles, ya que estas alteraciones pueden generar múltiples impactos desde el punto de vista de la conservación (MA, 2003). Los cambios en el crecimiento afectan la capacidad de realizar funciones ecológicas, como la captura de carbono y la regulación del ciclo hídrico (Hoffman, *et al.*, 2011; Soto y De la Barrera, 2018), lo que tiene repercusiones directas sobre los servicios ecosistémicos (Peñuelas *et al.*, 2013; Soto y De la Barrera, 2018), como la regulación climática (MA, 2003; León-Lobos *et al.*, 2019), calidad del aire, ciclo de nutrientes y formación de suelo

(MA, 2003), servicios que son esenciales para mantener la biodiversidad (MA, 2003; Peñuelas *et al.*, 2013; León-Lobos *et al.*, 2019). Estas modificaciones ocurren porque, la disminución de la cobertura arbórea altera la dinámica del agua, la energía, los ciclos biogeoquímicos y la relación planta-animal, puesto que aumenta la radiación solar que llega al suelo, incrementando la vegetación herbácea, modificando las comunidades de micorrizas y alterando el microclima, lo que altera la calidad del hábitat para la vida silvestre (Breshears, 2006). Esto puede generar cambios en los biomas o en el rango de distribución de especies, afectando diversos procesos ambientales y servicios ecosistémicos, como la regulación térmica, la propagación de enfermedades y el control de la erosión y escorrentía, lo que a su vez, altera el microhábitat, afectando en la vida silvestre y procesos ecológicos del sector (Breshears *et al.*, 2010).

Considerando lo anterior, resulta pertinente investigar si las sequías más cálidas y su efecto en la disminución de precipitaciones y aumento de temperaturas, producto del cambio climático, están afectando a los bosques esclerófilos de la Región Metropolitana. La presente investigación tiene como objetivo estudiar, mediante un análisis dendrocronológico, cómo la sequía está impactando en el crecimiento radial del bosque esclerófilo. Para ello, se estudió una especie arbórea dominante del dosel en los bosques esclerófilos, *Cryptocarya alba* (peumo), ya que al pertenecer a la familia *Lauraceae* tiene un alto potencial en estudios dendrocronológicos (Reis-Avila y Moreira, 2017). Además, el peumo es una de las especies del bosque esclerófilo que requiere más humedad y, por ende, se establece en los ambientes más húmedos y sombríos de la formación vegetal (Donoso, 1981). Por esta razón, es relevante conocer su respuesta en términos de crecimiento radial ante la megasequía.

También es crucial investigar el efecto de la variabilidad climática en el crecimiento de los árboles. Esta variabilidad se refiere a las fluctuaciones en el estado medio y otras características estadísticas a lo largo de diferentes escalas de tiempo y espacio (IPCC, 2007). Estudiar el efecto de la variabilidad climática sobre el crecimiento radial de los árboles puede proporcionar información valiosa sobre cómo las especies podrían responder a condiciones futuras, lo cual es fundamental para desarrollar estrategias de mitigación ante los efectos negativos del cambio climático.

Además, se evaluaron las diferencias en las respuestas de los bosques de peumo ante la sequía dentro de la Región Metropolitana, identificando si existen áreas menos afectadas que otras. Esto facilitará detectar posibles técnicas de adaptación y variaciones en la respuesta de la especie, lo cual es crucial para el diseño de estrategias de conservación y medidas de mitigación frente al cambio climático. Esto permitiría conocer en mayor detalle cómo la megasequía y las

fluctuaciones climáticas están influyendo en el crecimiento radial de distintas poblaciones de peumo ubicadas en la Región Metropolitana. Esto es útil para comprender mejor la adaptación y resiliencia del bosque esclerófilo ante las condiciones de cambio climático.

En resumen, las preguntas de investigación que se busca responder en este proyecto son: ¿Cómo está afectando la megasequía en el crecimiento radial de peumo? ¿Cómo están influyendo las variables climáticas en su crecimiento radial? ¿Existen diferencias en las respuestas del crecimiento radial entre las distintas poblaciones ubicadas en la Región Metropolitana? En base a lo que se ha registrado en otros bosques mediterráneos de Chile y el mundo, se evaluará la hipótesis de que la disminución de precipitación está afectando negativamente el crecimiento radial en las poblaciones de *C. alba* localizadas en la región Metropolitana.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Analizar el efecto del incremento de las condiciones de sequía en el crecimiento radial de *Cryptocarya alba* en la Región Metropolitana.

2.2. Objetivos específicos

- Determinar las tendencias en el crecimiento radial de *Cryptocarya alba* en la Región Metropolitana.
- Analizar el efecto de la variabilidad climática reciente en el crecimiento radial de *Cryptocarya alba* en la Región Metropolitana.
- Comparar las respuestas de crecimiento radial y su relación con la variabilidad climática entre los diferentes sitios de la Región Metropolitana.

3. MATERIAL Y MÉTODO

3.1. Material

3.1.1. Poblaciones de *C. alba* estudiadas

Se estudiaron cinco poblaciones de *Cryptocarya alba* en la Región Metropolitana de Chile (Figura 1), ubicadas en el Parque Nacional Río Clarillo, Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche, Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata, Parque Natural Quebrada Macul y Altos de Chicauma.

Estas poblaciones se encuentran en bosques esclerófilos, la formación vegetacional objetivo de este estudio, ubicados en la ecorregión mediterránea de Chile, una zona que ha sido catalogada como un hotspot de biodiversidad por la UICN (Myers *et al.*, 2000). La vegetación de los bosques esclerófilos está compuesta principalmente por árboles y arbustos de hojas duras y coriáceas, adaptadas a las condiciones áridas (Trivelli, 2011). Estos bosques están asociados a los ecosistemas mediterráneos y se desarrollan bajo condiciones climáticas propias de esta región (Donoso, 1982), caracterizadas por inviernos lluviosos y veranos secos y calurosos, con alta radiación solar y elevadas tasas de evaporación (Boydak y Dogru, 1997). Estos ecosistemas suelen encontrarse en suelos arcillosos y poco profundos (Donoso, 1982).

Adicionalmente, las localidades seleccionadas presentan bajos niveles de perturbación antrópica, lo que las convierte en sitios adecuados para evaluar efectos de la sequía, descartando declives debidos a la acción humana.

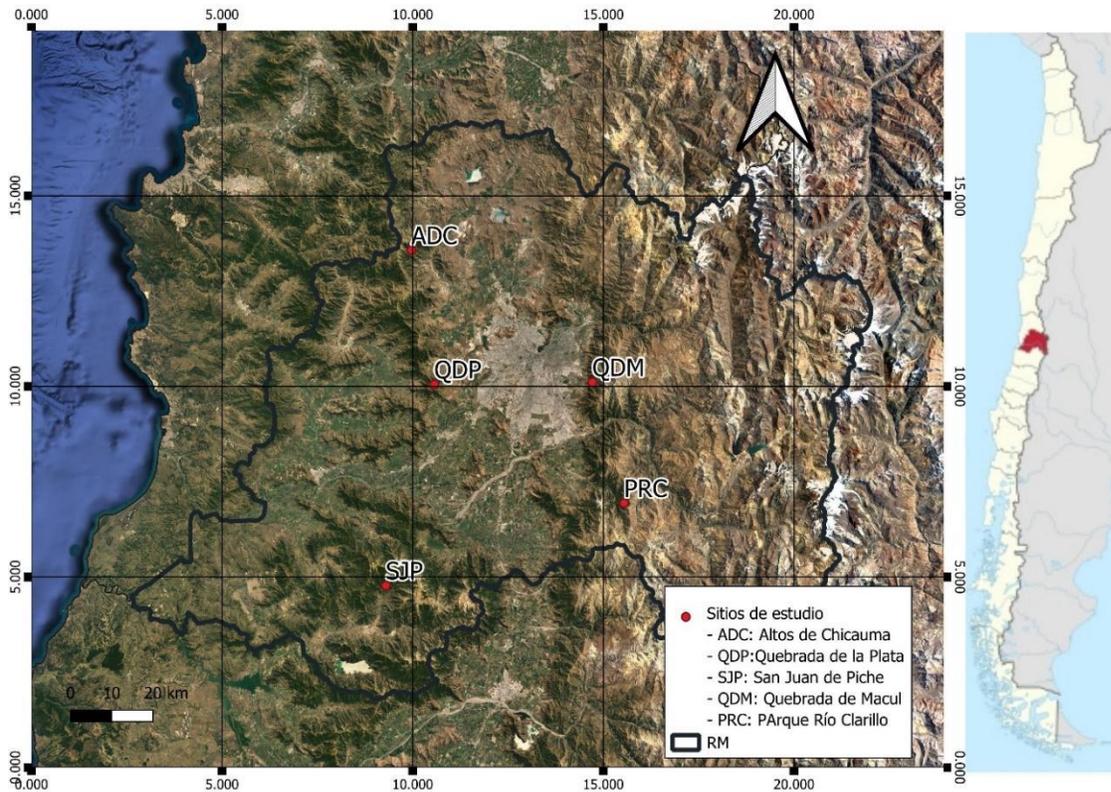


Figura 1. Sitios de estudio

- Parque Nacional Río Clarillo

El Parque Nacional (PN) Río Clarillo se ubica en la comuna de Pirque en la Región Metropolitana (RM), posee un clima mediterráneo semiárido, formando parte de la cuenca río Clarillo (Teiller *et al.*, 2005) y corresponde un Cajón precordillerano andino (Díaz *et al.*, 2002). Dentro de la vegetación se destacan los renovales y matorrales esclerófilos, siendo uno de los pocos remanentes de vegetación esclerófila dentro de la Región Metropolitana (CONAF, 1996)

- Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche

El Santuario de la Naturaleza (SN) San Juan de Piche se encuentra ubicado en la ladera sur del cordón montañoso Altos de Cantillana, a los pies del valle de Alhué en la región Metropolitana (San Juan de Piche, 2019). Entre sus formaciones vegetales destaca el bosque esclerófilo mediterráneo con algunas palmas chilenas y bosques antiguos de roble de Santiago (San Juan de piche, 2019). Además, es de los ecosistemas mediterráneos mejor conservados en el país (Errazuriz, 2019).

- Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata

El Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata corresponde a una micro cuenca que se encuentra ubicada en el primer cordón montañoso de la Cordillera de la Costa (Serrailier, 2018), en la comuna de Maipú, RM (Campillay, 2018). Este Santuario se encuentra bajo la influencia de un clima mediterráneo semiárido (Gastó, 1975) lo que da origen a un ecosistema mediterráneo que está cubierto por matorrales y bosques esclerófilos (Tapia, 2005; Serrailier, 2018). Actualmente, la Quebrada de la Plata es uno de los pocos remanentes de biodiversidad protegida que se encuentra en la Cordillera de la Costa dentro de la Región Metropolitana (Serrailier, 2018).

- Parque Natural Quebrada Macul

El Parque Natural Quebrada de Macul se ubica en los límites de la Comuna de Peñalolén y La Florida, extendiéndose por el pie de monte de la Cordillera de los Andes en la Región Metropolitana (Morales, 2012). La vegetación es dominada por el bosque esclerófilo, donde las especies más representativas son peumo, boldo, litre, quillay, maitén, colliguay, ñañaucas y guayacán (Martínez, 2009). Actualmente, esta unidad presenta una alta diversidad biológica, sin embargo, se encuentra bajo las amenazas que provocan la expansión urbana y la poca conciencia ambiental de las personas (Morales, 2012).

- Altos de Chicauma

Altos de Chicauma se encuentra ubicado en la Cordillera de la Costa en la Provincia de Chacabuco, RM (García, 2010). Esta localidad tiene un clima mediterráneo con influencias oceánicas (Valdovinos, 2009). Es muy valiosa desde el punto de vista florístico ya que tiene una gran variedad de especies autóctonas, sin embargo, en la actualidad se encuentra bajo varias amenazas antrópicas entre las que destacan la construcción de nuevos caminos, la extracción de tierra de hoja, incendios, ramoneo de ganado y actividad minera (Valdovinos, 2009). En cuanto a su vegetación se encuentran tres tipos de formaciones vegetacionales que son bosque esclerófilo precordillerano, bosque caducifolio montano y estepa altoandina mediterránea (Gajardo, 1994; Claros, 2009).

Tipo forestal esclerófilo

El tipo forestal esclerófilo se desarrolla en climas mediterráneos (Becerra *et al.*, 2018; Donoso, 1981) y su composición florística se ve dominada por el espino principalmente, acompañado por otras especies como *Lithraea caustica*, *Maytenus boaria* y *Quillaja saponaria*. En las bajas laderas de la Cordillera de la Costa y la Cordillera de Los Andes, el espino pierde abundancia dando predominancia a las especies litre, molle, peumo, quillay, maitén, bollén, boldo y olivillo

(dependiendo de en qué cordillera se encuentre). Mientras que en sistemas de quebradas o con mayor humedad predominan belloto del norte, belloto del sur, patagua, arrayán, pitra, peumo, lingue, naranjillo y canelo (Donoso, 1981).

Según el catastro vegetacional de Corporación Forestal Nacional (CONAF) del año 2021, el 23,8% del territorio nacional son bosques, donde un 11% corresponde a bosque del tipo forestal esclerófilo con una extensión de 643.340 hectáreas, siendo la Región Metropolitana la tercera región con más superficie de esta formación con 350.436 ha (después de las regiones de Valparaíso y O'higgins con 475.194 y 418.879 ha respectivamente).

En Chile, los bosques esclerófilos corresponden al tipo forestal que más ha transformado su composición y estructura original debido a intervenciones antrópicas (Gajardo 1994). Actualmente, el cambio de uso de suelo en las zonas centro y sur del país siguen impactando negativamente la cobertura de bosque esclerófilo, donde se documenta una disminución de bosque nativo que va de un 12.7% a 27% por década desde el 1975 hasta 2018 (Pozo *et al.*, 2024). Esto ha implicado que en la actualidad tengan graves problemas debido a la fragmentación y degradación (Becerra *et al.*, 2018). Proteger estos sitios sería un gran aporte para la conservación dado que es considerado un hotspot de biodiversidad, sin embargo, los bosques esclerófilos de Chile han sido fuertemente intervenidos (Myers *et al.*, 2000).

3.1.2. Datos climáticos

Para la realización de este estudio se utilizaron los datos meteorológicos mensuales de precipitación y temperatura media. Estos datos fueron extraídos de CR2Met (<https://www.cr2.cl/datos-productos-grillados/>), especificando cada sitio de estudio con sus respectivas coordenadas y el periodo de tiempo que fue desde 1979 hasta 2019.

También se utilizaron datos del índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI), los que fueron obtenidos del Atlas Hidroclimático Anual en América del Sur (Morales *et al.*, 2020), definiendo el sitio de interés, que es la región Metropolitana y la serie temporal para el periodo estudiado (1979-2019). La resolución de esta plataforma es de 0.5° x 0.5° y para toda la RM se utilizan cerca de 6 celdas.

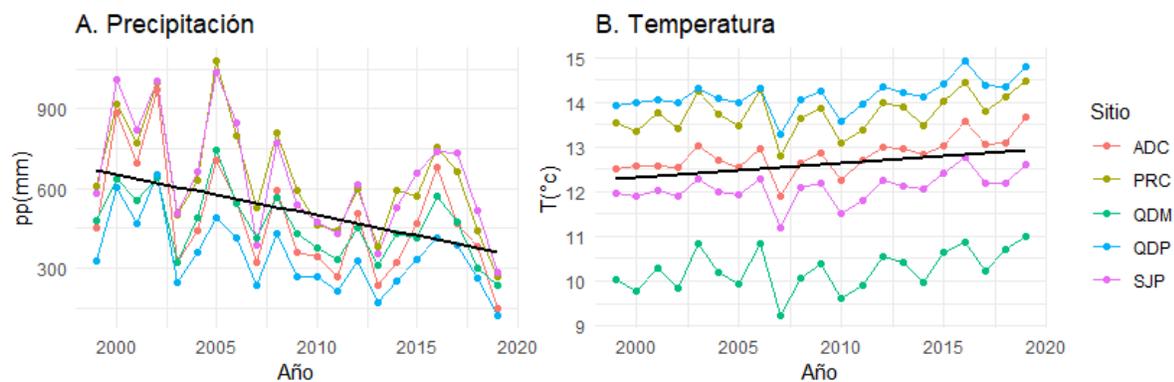


Figura 2. Variación temporal de la precipitación y temperatura media para los cinco sitios de estudio (Altos de Chicauma, PN Río Clarillo, Quebrada de Macul, Quebrada de la Plata y San Juan de Piche). La línea negra en ambos gráficos representa la tendencia general estimada mediante un modelo lineal.

Tal como se muestra en la Figura 2, se observa una tendencia general a la disminución de las precipitaciones entre los años 2000 y 2020 en todos los sitios representados. A pesar de la variabilidad interanual (con picos en ciertos años), la línea de tendencia negra indica un claro descenso en la cantidad de precipitación acumulada (mm) durante este período. Por otro lado, la temperatura a diferencia de las precipitaciones, presenta una tendencia al alza en todos los sitios estudiados.

Megasequía

Desde el 2010 a la fecha, Chile Central ha presenciado un período ininterrumpido de años secos, fenómeno que ha sido causado en parte por el cambio climático y que se ha denominado como “megasequía” (CR2, 2015; Boisier *et al.*, 2016; Garreaud *et al.*, 2019). En Chile ya se habían registrado años secos en el pasado, sin embargo, las escasas precipitaciones no se mantuvieron de manera tan consistente en el tiempo como en la actual megasequía (Barraza y Rondanelli, 2023). Incluso, para el año 2022, la zona central del país presentó un déficit de precipitaciones que varió desde un 20% a un 44% (Campos *et al.*, 2023).

Este déficit pluviométrico sostenido desde el 2010 ha tenido impactos perjudiciales en la disponibilidad de agua, la estructura y composición de la vegetación y régimen de incendios, puesto que aumenta la sequedad de la vegetación o combustible (Bradstock, 2010) y esto sumado a la baja humedad del ecosistema favorece la probabilidad de incendios de alta severidad (Mortiz *et al.*, 2014).

Influencia del incremento de la sequía sobre especies arbóreas de los ecosistemas mediterráneos de Chile

En general, los ecosistemas mediterráneos de Chile central son los más amenazados en cuanto a la disminución de precipitaciones (Marquet *et al.*, 2011). En esta zona se ha indicado que para el año 2040 es posible que haya una reducción superior al 30% en el promedio anual de las precipitaciones (Searle y Rovira, 2008), mientras que, según Marquet *et al.*, (2011), la modificación del régimen de lluvias puede llegar a reducir hasta en un 40%, lo que junto al aumento de temperaturas y subida en altitud de la isoterma cero (Marquet *et al.*, 2011), implicará una aridización de esta zona (Marquet *et al.*, 2011; CR2, 2015). Además, una de las principales limitantes de la productividad de los ecosistemas que se encuentran en un clima mediterráneo es la disponibilidad de agua, debido a que la temporada seca tiene una prolongada duración que va de 4 a 6 meses (Becerra *et al.*, 2011).

La sequía puede generar 2 posibles escenarios, el primero en que la plantas se adapten y el segundo en donde mueren (Orrego, 2021). Un estudio realizado por Orrego (2021) analizó la respuesta a la sequía de cinco diferentes formaciones vegetales que fueron bosque esclerófilo de peumo-quillay-litre, bosque templado de *Araucaria araucana*, bosque templado de *Austrocedrus chilensis*, plantaciones forestales de *Pinus radiata* y plantaciones forestales de *Eucalyptus globulus*, dicha investigación reveló que para todas las formaciones las sequías cada vez son más frecuentes e intensas, especialmente desde el año 2010 en adelante, además las tendencias de la sequía presentaron una disminución significativa durante todo el territorio estudiado. En línea con estos hallazgos, un estudio similar realizado en la provincia de Cachapoal de Chile encontró resultados similares, donde la vegetación de la zona estudiada presentó decrecimientos que se evidenciaron en decrementos en el índice NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) (Peña *et al.*, 2021). Adicionalmente, un análisis realizado a partir de tarugos de crecimiento de *Nothofagus obliqua* (Roble) evidenció que una reducción de la precipitación en un 34.8% se traduce en una reducción del crecimiento radial (o secundario) en un 17.6% en árboles aislados y en un 28.8% en árboles en competencia (Corvalán y Hernández, 2019). Por otro lado, investigaciones recientes han documentado mayor tasa de mortalidad debido a la sequía en diversos tipos de ecosistemas y climas del mundo, el bosque de tipo mediterráneo es aún más frágil a la sequía dado que, al estrés vegetacional producto de la escasez hídrica se suma la degradación antrópica (Parra, 2018). En este contexto, una investigación realizada en bosques mediterráneos de coníferas arrojó que ante sequías extremas el crecimiento secundario disminuye significativamente e incluso llega a cesar por completo en

algunos casos (Camarero *et al.*, 2012). De igual manera, un estudio realizado por Parra (2018) que analizó los patrones de mortalidad de *Quillaja saponaria* encontró que en zonas montañosas la mortalidad se debe a las tendencias climáticas de la megasecuía. A su vez, Venegas-González (2018a) quien también realizó una investigación en la zona mediterránea de Chile encontró que las tasas de crecimiento de *Nothofagus macrocarpa* vienen disminuyendo desde el año 1980.

Según la Evaluación de Ecosistemas del milenio el cambio climático podría provocar una pérdida de biodiversidad que va de un 15% a 37% para el año 2050 (MMA, 2014). Además, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) advierte que el cambio climático ejercerá una presión adicional a las ya existentes, generando pérdida de biodiversidad, como consecuencia, algunas especies están cambiando su distribución geográfica, actividades estacionales, abundancia e interacciones, lo que conlleva cambios significativos a nivel de ecosistema, como resultado, su composición, ubicación, estructura y servicios ecosistémicos serán influenciados (IPCC, 2002). En la actualidad son pocas las extinciones debidas al cambio climático, sin embargo, estas ocurrieron en una tasa de cambio mucho más lenta que la que existe hoy en día, actualmente el cambio está ocurriendo a una velocidad mayor al tiempo de adaptación de los organismos, por lo que se prevé que muchas especies se extinguirán en el intento de adaptarse a las nuevas condiciones (MINAGRI *et al.*, 2017).

3.2. Método

A continuación, el siguiente diagrama de flujo metodológico (Figura 3) señala de manera resumida los pasos seguidos para el cumplimiento de cada uno de los objetivos propuestos.

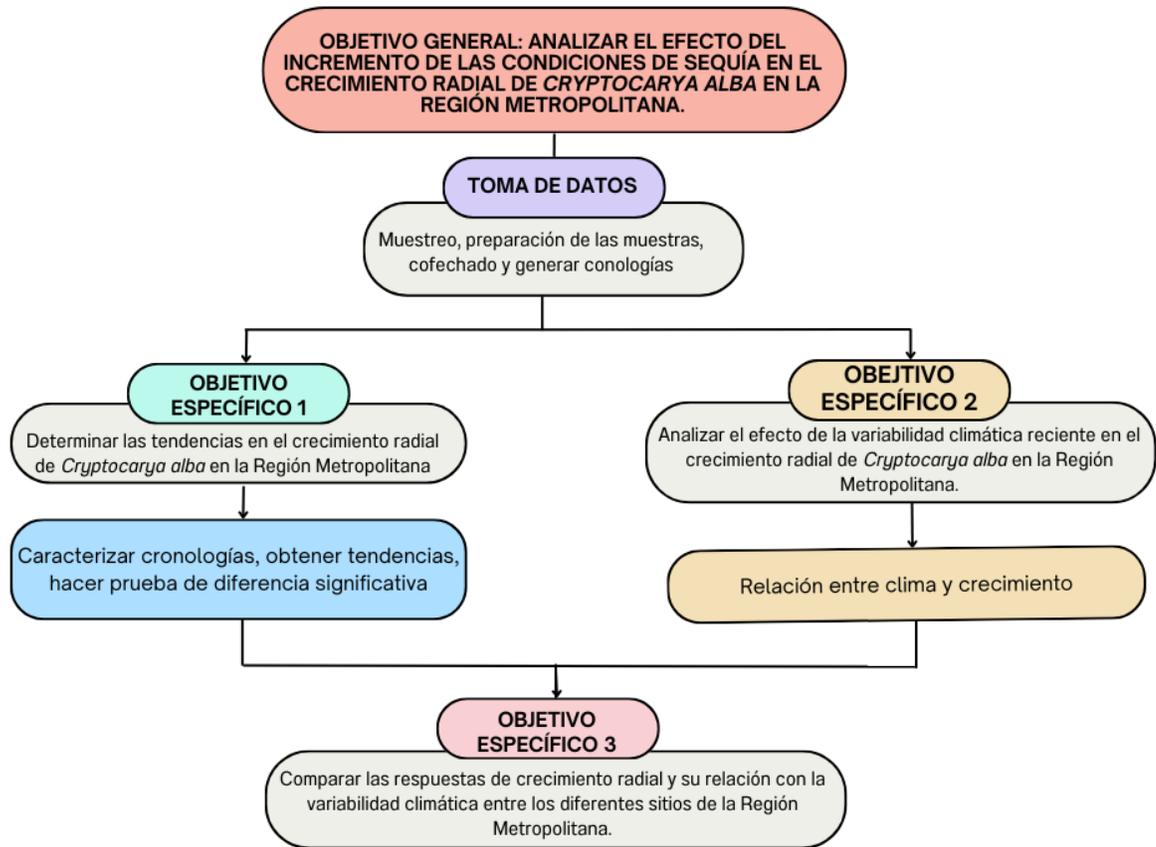


Figura 3. Diagrama de flujo metodológico.

3.2.1. Elaboración de cronologías.

Extracción y preparación de las muestras

En cada uno de los lugares anteriormente mencionados se seleccionaron mínimo 20 individuos de *C. alba* que fueran representativos de la formación y presentaran un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 10 centímetros. Por cada individuo se extrajeron 2 tarugos de incremento, los cuales fueron obtenidos utilizando un taladro de incremento, que fue introducido de forma perpendicular al eje del árbol, evitando extraer muestras con madera de reacción y compresión.

Una vez colectadas las muestras, estas fueron preparadas siguiendo el método de Stokes y Smiley (1968) y Henry y Swan (1974). Los tarugos se pegaron en moldes de madera surcados utilizando pegamento de madera, las muestras se pegaron de tal modo que la orientación de las fibras quedó formando un ángulo perpendicular con la base de madera. Una vez pegadas se les dio un tiempo de secado de 24 horas a temperatura ambiente. Luego, la parte superior (expuesta) de los tarugos fue laminada con un micrótopo horizontal para dejar la superficie lisa. Por último, cada muestra fue pulida, inicialmente con una máquina lijadora para las lijas más gruesas finalizando con una lija más fina que fue pasada manualmente con el fin de distinguir las células de la madera y poder visualizar los anillos de crecimiento. Por último, cada muestra fue observada en la lupa estereoscópica, donde se identificaron y marcaron los anillos de crecimiento. Una vez que las muestras estuvieron listas para ser procesadas fueron escaneadas por un escáner de alta resolución a 2400 dpi.

Preparación de los datos

Posteriormente se midió el incremento radial de los anillos de crecimiento utilizando el software CooRecorder (Larsson, 2003), además, se empleó el software CDendro y COFECHA (Holmes, 1983), estas herramientas son útiles para corregir fechados de los anillos identificados y construir una serie maestra (promedio elaborado a partir de todas las muestras), esto permitió validar la calidad del fechado puesto que, posibilitó la detección de posibles errores, los que fueron corregidos.

Generación de cronologías

Se realizó análisis tanto a nivel de cada sitio individual como a nivel regional. Para cada sector, se elaboró una cronología de incremento radial, además de una cronología regional que integra todos los sitios. De esta manera, se obtuvo un total de seis cronologías. Los procesamientos y obtención de cronologías se extrajeron utilizando el software RStudio, en este se instaló el paquete “dplR” que es específico para hacer análisis dendrocronológicos (Bunn, 2008; Bunn, 2010; Bunn *et al.*, 2019). El primer paso fue estandarizar las series mediante el método “spline”, el cual usa funciones cúbicas. De esta manera se maximiza la influencia climática, disminuyendo variaciones producidas por edad biológica del árbol, perturbaciones y competencia (Fritts, 1976). Posteriormente, para la obtención de una cronología estándar se utilizó la función “chron”, esta elabora una cronología promediando las series individuales estandarizadas (Bunn, 2008; Bunn, 2010; Bunn *et al.*, 2019).

Caracterización de cronologías

Para la caracterización de las cronologías se siguió el método propuesto por Fritts (1976). Esto se realizó mediante incremento radial promedio y su error estándar, sensibilidad media (MS), inter correlación de series (SI), serie de correlación promedio (RBar), y señal de población expresada (EPS). Donde:

- MS: Representa el cambio porcentual medio de la variabilidad del crecimiento interanual.
- SI: Es el valor medio de todas las correlaciones posibles entre series individuales.
- RBar: Describe el coeficiente de correlación medio para todos los posibles emparejamientos de series de anchura de anillos en un tiempo común.
- EPS: Mide la fuerza de la señal común en una cronología en el tiempo y verifica la cronología hipotéticamente perfecta, con un umbral teórico de al menos 0,85.

3.2.2. Punto de quiebre a partir del Índice de severidad de sequía de Palmer

El Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI) es un índice de sequía multivariado que implica el balance de humedad en el suelo, este considera datos de precipitación y evapotranspiración potencial mensual (Hao y Singh, 2005). Este índice permite medir la humedad (valores positivos) y la sequedad (valores negativos) (Vicente-Serrano *et al.*, 2010).

A partir de estos datos climáticos se determinó en qué año se intensifica la condición de sequía, para ello, se identificó un punto de inflexión mediante el comando “breakpoints” del paquete “strucchange” (Zeileis *et al.*, 2003), el cual utiliza algoritmos de optimización para minimizar la suma de cuadrados de los residuos en un modelo de regresión con cambios estructurales, lo que le permite detectar puntos de quiebre (Bai y Perron, 2003).

Se les llama puntos de quiebre o inflexión a aquellos puntos en donde la tendencia de una curva continua cambia, generalmente separando la parte cóncava de la convexa (Camacho, 2008). Por lo tanto, para esta investigación este punto será utilizado como el año que divide el periodo sin megasequía y con megasequía.

3.2.3. Incremento anual de área basal (IAB)

Para el análisis de las tendencias de crecimiento se utilizó el incremento anual de área basal (IAB), este se obtuvo utilizando el software RStudio, en donde se aplicó la función “bai.out” a la cronología sin estandarizar (Bunn *et al.*, 2019). Este comando aplica la siguiente ecuación:

$$BAI_t = \pi R_t^2 - \pi R_{t-1}^2$$

Donde R_t es el radio del fuste al final del incremento anual y R_{t-1} es el radio del fuste al inicio del incremento anual (Biondi y Qeadan, 2008).

También se obtuvo la variación porcentual en el IAB entre el periodo previo a la megasequía y durante la megasequía. La distinción de los periodos con la influencia de la megasequía y sin la influencia de la megasequía fue determinado con el punto de quiebre encontrado en el paso anterior.

La variación porcentual del IAB se realizó para cada cronología utilizando la siguiente ecuación:

$$PCC = \frac{M_t - M_{t-1}}{M_t} * 100$$

Donde M corresponde a la mediana del IAB de la cronología, t corresponde al periodo actual (con influencia de megasequía) y t-1 al periodo pasado (previo a la influencia de la megasequía) (Mundo *et al.*, 2013).

Para corroborar que existe diferencia estadísticamente significativa en la variación porcentual del IAB (PCC) se realizó la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon donde se comparó el crecimiento de los árboles mediante el incremento anual de área basal (IAB) previo y posterior al inicio de la megasequía (determinado por el punto de quiebre detectado en el paso anterior).

De forma adicional se ajustaron regresiones para cada sitio, donde la variable independiente (eje x) fue el tiempo en años y la variable dependiente (eje y) fue el incremento anual de área basal (IAB) promedio. A partir de este ajuste, se obtuvo el cambio de tendencia mediante el coeficiente de regresión lineal (pendiente) para el periodo previo al inicio de la megasequía (sin influencia) y para el periodo posterior al inicio de la megasequía (con influencia) para cada sitio.

Para finalizar, se analizó la significancia estadística de las tendencias de crecimiento de cada uno de los tarugos, donde se comparó la tendencia de crecimiento individual de cada tarugo con la tendencia de crecimiento general de todos los tarugos de todos los sitios. Para ello se ajustaron modelos de regresión lineal donde la variable predictora fue el tiempo y la variable de respuesta fue el crecimiento de los anillos, luego, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) al modelo de regresión lineal para obtener el valor de p que señala la significancia estadística de la pendiente.

3.2.4. Relación entre el clima y el crecimiento

Inicialmente, para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas en la precipitación y la temperatura media entre los diferentes periodos (1979-2009 y 2010-2019) en

los sitios analizados, se realizaron las siguientes pruebas estadísticas. En primer lugar, se comparó la precipitación y la temperatura media antes y después del punto de quiebre para cada sitio mediante la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon, con el fin de corroborar si efectivamente la precipitación disminuyó y la temperatura aumentó tras el inicio de la megasequía. Posteriormente, para evaluar si existían diferencias en las variables climáticas de precipitación y temperatura media entre los sitios, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. Esta prueba indicó la presencia de diferencias significativas entre los grupos, por lo que se procedió a realizar una prueba post hoc, específicamente la prueba de Dunn, para identificar entre qué sitios existían diferencias estadísticamente significativas.

Posteriormente, para analizar la relación entre clima y crecimiento se utilizó el método “correlation”, el cual calcula los coeficientes de correlación de Pearson entre las series temporales climáticas y las series temporales de anillos de árboles (Zang y Biondi, 2015). Esto se realizó mediante el comando “dcc” del paquete “treeclim” en el software RStudio.

Las variables climáticas consideradas fueron precipitación y temperatura media. Estos datos climáticos fueron agrupados por estaciones del año (invierno, primavera, verano y otoño) para analizar el año anterior a la temporada de crecimiento y la presente, ya que según Fritts (1976) el crecimiento de los árboles en la actualidad (t) también es influenciado por las condiciones de crecimiento del año anterior (t-1).

Para el caso de la precipitación se utilizó la acumulación de la precipitación de los meses de cada estación, es decir la suma, mientras que en el caso de la temperatura media se utilizó el valor medio.

Por último, para cada una de las cronologías y para toda la serie de tiempo estudiada se aplicó una prueba de correlación de Spearman entre el índice de ancho de anillo (RWI) y el índice de severidad de sequía de Palmer.

3.2.5. Comparación entre los sitios

Para la realización de este objetivo se compararon los resultados obtenidos en los pasos anteriores. De esta manera, los sitios fueron comparados mediante las tendencias de crecimiento radial, en donde se observaron las respuestas de los árboles ante años secos y también se realizó un análisis exploratorio en el que se observó las respuestas de crecimiento radial ante las variables climáticas de precipitación, temperatura media e índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI).

A partir de los datos IAB se crearon series de tiempo que permitieron ver el comportamiento de los datos a lo largo del tiempo, determinando que tan fuerte es la pendiente de la curva. Finalmente se realizó una prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon donde se evaluó si existe diferencia estadísticamente significativa entre los datos sin la influencia de la sequía y con influencia de la sequía.

4. RESULTADOS

Se colectaron muestras de 114 árboles, de los cuales se utilizaron 108, los otros 6 árboles restantes fueron descartados de las cronologías debido a una baja correlación (<0.3). Del mismo modo, se elaboró una cronología regional considerando los tarugos con mejor correlación de cada sitio que fueron: 19 de Altos de Chicauma, 2 de San Juan de Piche, 3 de Quebrada de Macul, 23 de PN Río Clarillo y 3 de Quebrada de la Plata.

El crecimiento radial promedio (ver Tabla 1) resultó ser más o menos similar en 3 de las 5 poblaciones (~ 1.097), siendo las poblaciones Quebrada de la Plata y PN Río Clarillo, aquellas que presentaron los valores más altos de 1.81 y 1.58 mm respectivamente.

Tabla 1. Caracterización de las cronologías

| Sitio | Crecimiento radial promedio (mm) | Error estándar | N° árboles colectados | N° árboles datados | Periodo de la serie |
|-------------------------|----------------------------------|----------------|-----------------------|--------------------|---------------------|
| Cordillera de la Costa | | | | | |
| Altos de Chicauma | 1.06 | 0.26 | 20 | 20 | 1958-2021 |
| San Juan de Piche | 1.14 | 0.40 | 20 | 19 | 1960-2021 |
| Quebrada de la Plata | 1.81 | 0.71 | 20 | 20 | 1919-2021 |
| Cordillera de los Andes | | | | | |
| PN Río Clarillo | 1.58 | 0.68 | 34 | 30 | 1883-2020 |
| Quebrada de Macul | 1.10 | 0.32 | 20 | 19 | 1923-2021 |
| Regional | | | | | |
| Región Metropolitana | 1.49 | 0.61 | 108 | 50 | 1883-2021 |

4.1. Caracterización y estadísticas descriptivas de las cronologías

La sensibilidad media (Tabla 2) presentó valores que van desde 0.36 (Altos de Chicauma) hasta 0.47 (Quebrada de Macul), lo que indica que los árboles son susceptibles ante variaciones climáticas o ambientales. La inter correlación de series fue adecuada (≥ 0.45) para 4 de los 5

sitios estudiados, siendo muy baja en Quebrada de la Plata, lo que quiere decir que en 4 de los 5 sitios analizados los árboles poseen una señal climática común. La serie de correlación promedio indica que tan similares son los patrones de crecimiento entre los diferentes árboles (Cook, 1990) y varió entre 0.18 (Quebrada de la Plata) y 0.46 (San Juan de Piche).

La señal de población expresada (EPS) se obtuvo filtrando los segmentos donde la EPS es mayor a 0.85, que indica una señal común de crecimiento en la población muestreada (Wigley *et al.*, 1984). El período cubierto fue aceptable en tres de los cinco sitios, mientras que en los sitios Quebrada de la Plata y PN Río Clarillo, la cronología es significativa únicamente a partir del año 2005.

La cronología regional presenta una interrelación de series ligeramente inferior a lo óptimo, sin embargo, el periodo de tiempo con un valor de EPS superior a 0,85 se considera aceptable.

Tabla 2. Estadísticas descriptivas de las cronologías

| Sitio | Sensibilidad media (MS) | Inter correlación de series (SI) | Serie de correlación promedio (Rbar) | Periodo cubierto con señal de población expresada (EPS>0.85) |
|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|--|
| Cordillera de la Costa | | | | |
| Altos de Chicauma | 0.36 | 0.46 | 0.24 | 1976 - 2021 |
| San Juan de Piche | 0.45 | 0.6 | 0.46 | 1960 - 2021 |
| Quebrada de la Plata | 0.42 | 0.38 | 0.18 | 2005 - 2021 |
| Cordillera de los Andes | | | | |
| PN Río Clarillo | 0.42 | 0.51 | 0.23 | 2005 - 2020 |
| Quebrada de Macul | 0.47 | 0.45 | 0.27 | 1991 - 2021 |
| Regional | | | | |
| Región Metropolitana | 0.4 | 0.42 | 0.16 | 1976 - 2021 |

Debido a que los valores de las estadísticas descriptivas fueron bajos en el sitio Quebrada de la Plata, especialmente la inter correlación de series (SI) y el periodo cubierto por señal de población expresada (EPS) superior a 0.85, este sitio no fue considerado en los análisis posteriores, ya que no presenta la suficiente robustez estadística para obtener resultados confiables a partir de su cronología. De manera similar, en el PN Río Clarillo el $EPS > 0.85$ se alcanza a partir del año 2005 en adelante, lo que también podría implicar que los resultados obtenidos en este sitio sean menos robustos.

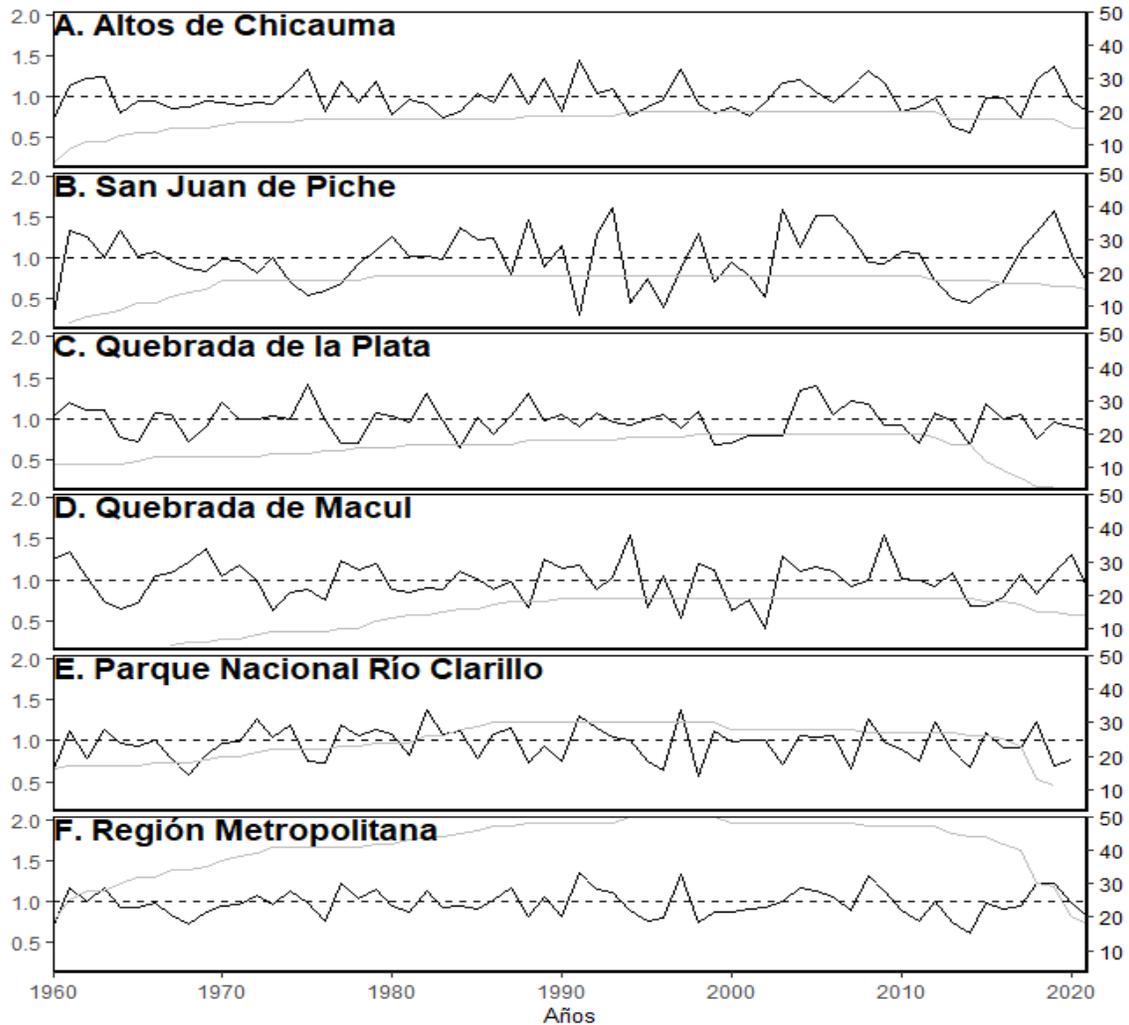


Figura 4. Cronologías de ancho de anillo estandarizadas. El eje X corresponde al año calendario, el eje Y a la izquierda es el índice de ancho de anillo (RWI) y el eje Y a la derecha es el número de muestras utilizadas. Las líneas grises son el número de tarugos utilizados.

4.2. Punto de quiebre a partir del Índice de severidad de sequía de Palmer

El análisis aplicado al índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI) detectó un punto de quiebre en el año 2009 (Figura 5, línea punteada verde). Este punto de inflexión sugiere que en 2009 se intensifica la condición de sequía. A partir de 2009 los valores del índice PDSI son negativos para todos los años a excepción del año 2015. Por ende, en esta investigación será utilizado 2009 como el año que divide los períodos previo y posterior a la megasequía.

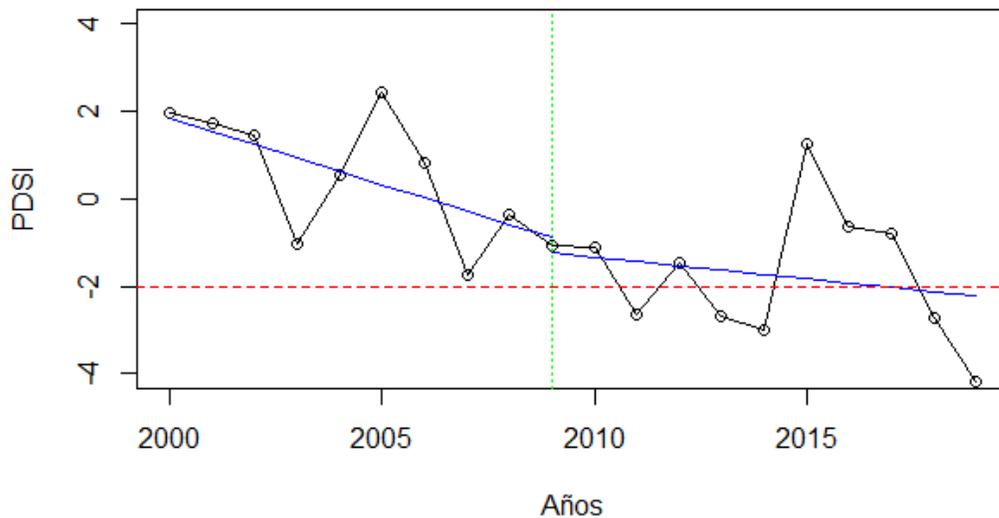


Figura 5. Punto de quiebre en el Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI). En la Figura, tanto los puntos como la línea negra muestran los valores promedio anual del índice PDSI, mientras que la línea azul muestra la tendencia general del índice previo y posterior al punto de quiebre detectado. La línea roja indica el valor bajo el cual el PDSI indica que la sequía es moderada (Ferrada *et al.*, 2021). Por último, la línea vertical verde corresponde al punto de quiebre detectado en el análisis.

4.3. Incremento anual de Área basal (IAB)

Para todos los sitios considerados en este estudio la variación porcentual del incremento anual de área basal (IAB) fueron negativos, esto quiere decir que el IAB del período con influencia de sequía disminuyó con respecto al período sin influencia de sequía. Además, las medianas (ver Tabla 3) resultaron ser menores durante el período con megasequía en comparación al período sin megasequía. Sin embargo, los valores de P arrojados en la prueba de Wilcoxon-Mann-

Whitney señalan que la diferencia es estadísticamente significativa sólo para el sitio Parque Nacional Río Clarillo y la cronología regional.

Tabla 3. Variación porcentual del incremento anual de área basal (PCC) para cada sitio de estudio. La significancia representa los valores de P arrojados en la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney entre el periodo con megasequía en comparación al periodo sin megasequía.

| Incremento Anual de Área basal (IAB) (mm^2) | | | | |
|---|-------------------|-----------------|--------|----------------------------|
| Sitio | Mediana previa | Mediana post | PCC | Significancia (p-valor) |
| Altos de Chicauma | 290 | 277.4 | -4.53 | 0.74 |
| San Juan de Piche | 354.2 | 274.7 | -28.92 | 0.15 |
| Quebrada de Macul | 319.2 | 318 | -0.38 | 1 |
| PN Río Clarillo | 1068.7 | 556.2 | -92.13 | 8.51×10^{-5} |
| Región Metropolitana | 682.5 | 401.5 | -70 | 1.78×10^{-5} |

Los valores más bajos de IAB se obtuvieron en Altos de Chicauma mientras que los más altos se encontraron en el Parque Nacional Río Clarillo (Tabla 3). A pesar de las diferencias de IAB entre los cuatro sitios y la Región Metropolitana, todos coincidieron en presentar una disminución de la pendiente posterior al punto de quiebre (ver Figura 6), al igual como ocurrió con las medianas (ver Tabla 3). Cabe destacar que en PN Río Clarillo a diferencia de los otros sitios, la pendiente previa al punto de quiebre ya era negativa, es decir, el IAB ya era decreciente, situación que se intensificó aún más luego de iniciada la megasequía (Figura 6).

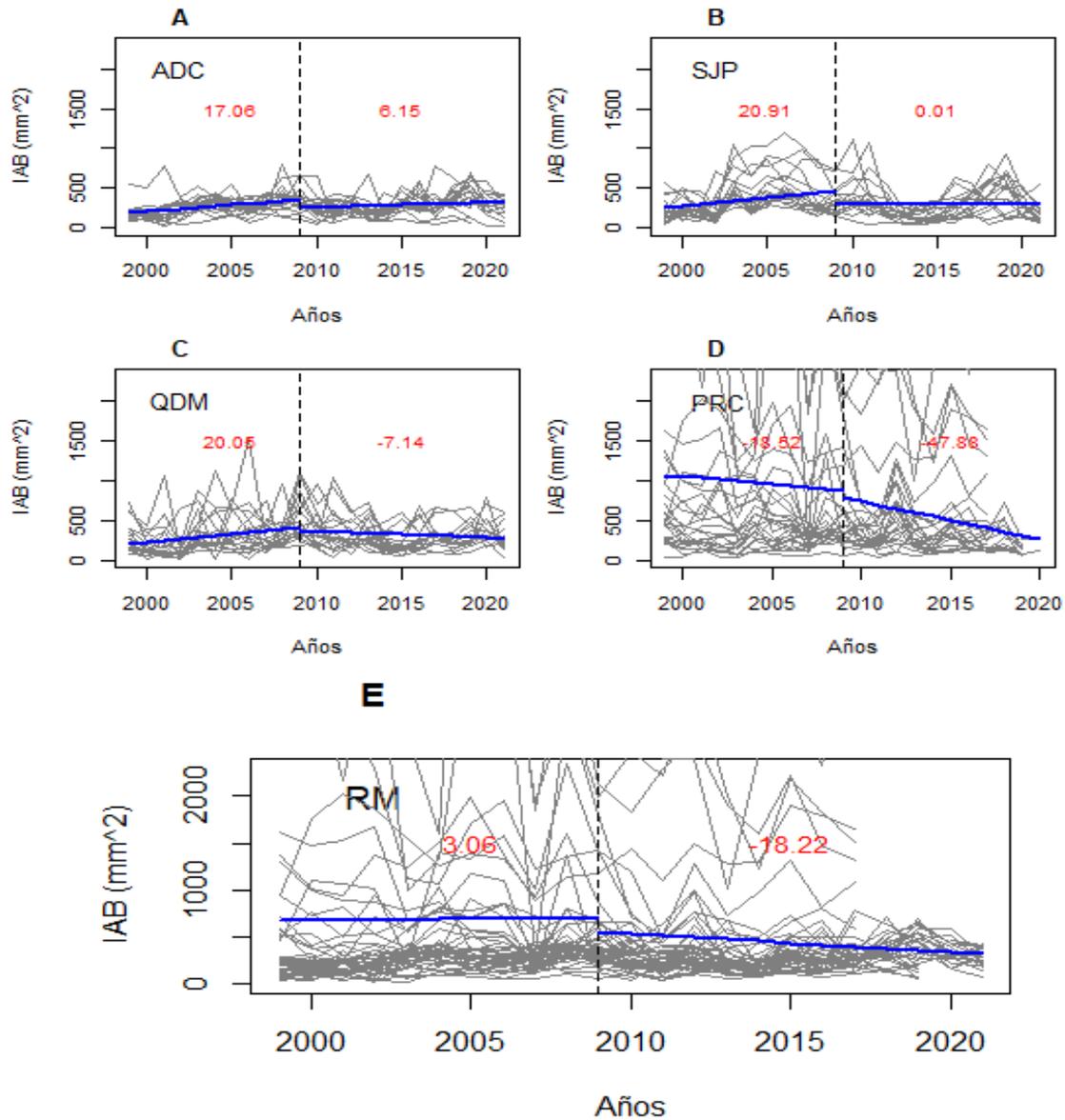


Figura 6. Tendencias de crecimiento a partir del Incremento Anual de Área basal (IAB). A) Altos de Chicauma (ADC); B) Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche (SJP); C) Parque Natural Quebrada de Macul (QDM); D) Parque Nacional Río Clarillo (PRC); E) Región Metropolitana (RM). En las líneas grises se observan los valores de IAB de cada tarugo, la línea punteada negra vertical corresponde al punto de quiebre (2009), las líneas azules son la tendencia de los datos (previa y posterior al punto de quiebre) y en rojo se señala la pendiente de las tendencias. El eje Y no representa todo el rango de crecimiento de los árboles, ya que ha sido ajustado para optimizar la visualización de las líneas de tendencia.

Se evaluó la significancia estadística de las tendencias de cada árbol de manera individual (Figura 7), y se encontró que en ninguno de los sitios hubo árboles con pendiente positiva. En los sitios Altos de Chicauma y San Juan de Piche los valores porcentuales son similares, donde la mayoría de los tarugos no tienen una pendiente significativa y cerca del 25% tienen pendiente negativa. Por otro lado, en los sitios Quebrada de Macul y PN Río Clarillo la cantidad de tarugos con pendientes negativas aumenta, siendo cerca del 42% y 57% respectivamente.

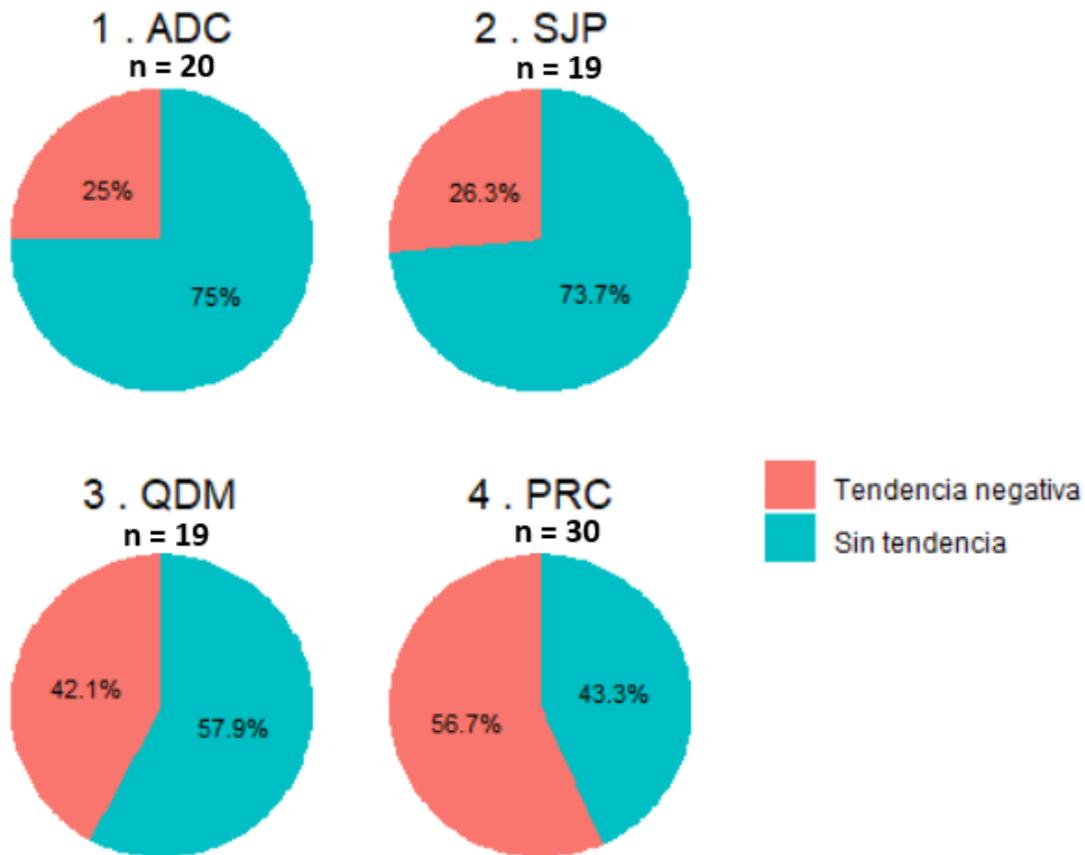


Figura 7. Porcentajes de árboles con tendencias significativas negativas y sin tendencia significativa en cada sitio. A) Altos de Chicauma (ADC); B) Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche (SJP); C) Parque Natural Quebrada de Macul (QDM); D) Parque Nacional Río Clarillo (PRC). n corresponde al tamaño muestral de cada sitio.

4.4. Relación entre variables climáticas y el crecimiento

La precipitación disminuyó en todos los sitios desde el inicio de la megasequía, sin embargo, la prueba de Mann-Whitney señaló que en Altos de Chicauma esta diferencia no fue estadísticamente significativa, como sí lo fue en los otros tres sitios (Figura 8). Mientras que la prueba de Kruskal Wallis y test post hoc (prueba de Dunn) indican que existe diferencia de precipitación entre los sitios Altos de Chicauma – San Juan de Piche, Altos de Chicauma – PN Río Clarillo, San Juan de Piche – Quebrada de Macul y Quebrada de Macul – PN Río Clarillo, mientras que los sitios Altos de Chicauma – Quebrada de Macul y San Juan de Piche – PN Río Clarillo, no tuvieron diferencias significativas.

En cuanto a la temperatura media, esta aumentó ligeramente en todos los sitios tras iniciar la megasequía, no obstante, la prueba de Mann-Whitney indica que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre ambos periodos. Por otro lado, la prueba de Kruskal Wallis y post hoc (test de Dunn) señalan que existe diferencia significativa de temperatura entre todos los sitios, siendo Quebrada de Macul el sitio con las temperaturas más bajas, seguido por San Juan de Piche, Altos de Chicauma y PN Río Clarillo.

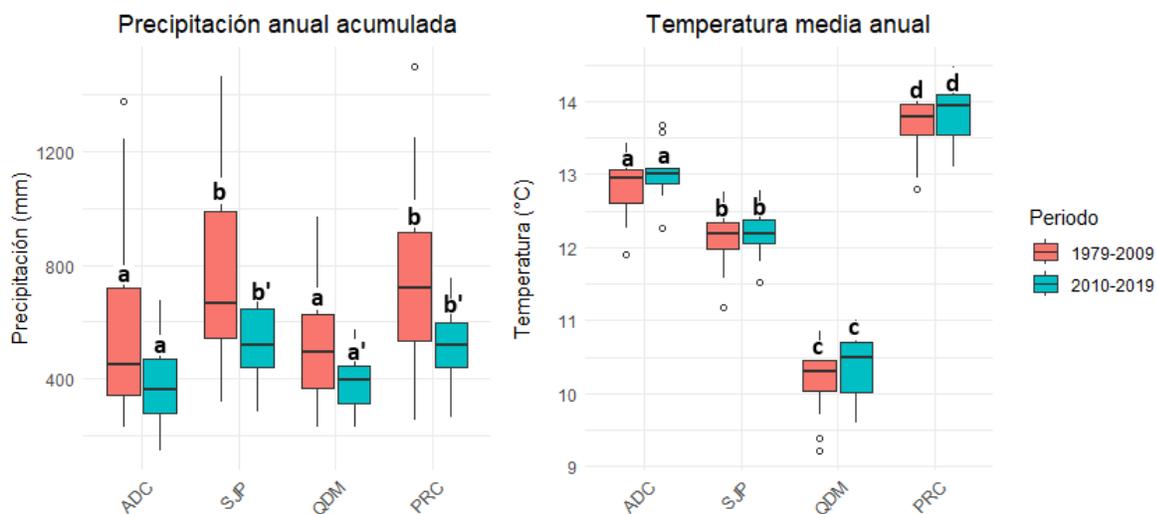


Figura 8. Precipitación y temperatura media anual promedio por sitios y periodos de tiempo. Las letras sobre las barras indican diferencias significativas en la precipitación y temperatura anual entre los sitios; sitios con letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$). Las letras con apóstrofes (a', b') indican diferencias significativas entre los periodos 1979-2009 y 2010-2019 dentro de cada sitio. Por lo tanto, barras con letras con apóstrofes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los periodos.

En la Figura 9 se puede observar que previo al inicio de la megasequía, todos los sitios fueron influidos por la precipitación estacional, sin embargo, tras el inicio de la megasequía no se observa esa relación ya que no se registra ninguna correlación significativa.

Los sitios respondieron de diversas maneras, ya que antes de iniciada la sequía se observan correlaciones positivas durante las estaciones de primavera actual en Altos de Chicauma, primavera y verano de la temporada pasada en San Juan de Piche y otoño de la temporada de crecimiento pasada junto a invierno y primavera de la temporada presente en el PN Río Clarillo. Sin embargo, también se registraron relaciones negativas como en otoño pasado en quebrada de Macul e invierno pasado de PN Río Clarillo. Estos resultados mostraron que en todos los sitios a excepción de Quebrada de Macul la precipitación influye de forma positiva en el crecimiento radial, sin embargo, también existen casos como los vistos en este sitio y en PN Río Clarillo donde la precipitación influye de forma negativa en el crecimiento radial de los árboles.

El crecimiento de los peumos parece ser más sensible a las precipitaciones previas a la megasequía, especialmente en PN Río Clarillo, donde hubo cuatro correlaciones significativas entre el crecimiento y la precipitación estacional. En contraste, el crecimiento en Quebrada de Macul y Altos de Chicauma mostraron ser menos sensibles a las precipitaciones, esto sugiere que, en estos sitios, otros factores aparte de la disponibilidad hídrica podrían estar jugando un papel más importante en determinar el crecimiento de los peumos.

Mientras que en el lado derecho de la Figura 9 se puede apreciar que antes de la megasequía la temperatura media estacional influyó significativamente en todos los sitios incluidos en este análisis, no obstante, durante la megasequía esta relación sólo se observa en Quebrada de Macul.

Las respuestas son similares en al menos tres sitios. En Altos de Chicauma y PN Río clarillo se observa la misma relación, en donde la primavera de la temporada de crecimiento actual (t) influye negativamente en el crecimiento radial, de forma similar, en San Juan de Piche se registra una relación negativa entre el crecimiento y la temperatura estacional de primavera, pero de la temporada de crecimiento pasada (t-1). Mientras que en Quebrada de Macul se encontró que el otoño del año anterior (t-1) influía de forma positiva previo a la megasequía, no obstante, en este mismo sitio también se observó una relación negativa significativa para la estación de verano actual (t) durante el periodo con megasequía. Este sitio en comparación a los otros, parece ser más sensible a la temperatura, dado que fue el único que presentó más de una correlación

significativa y también el único en el que se encontró una relación positiva, esto sugiere que el crecimiento de los árboles en este sitio es más sensible a las variaciones de temperatura que a las de precipitaciones.

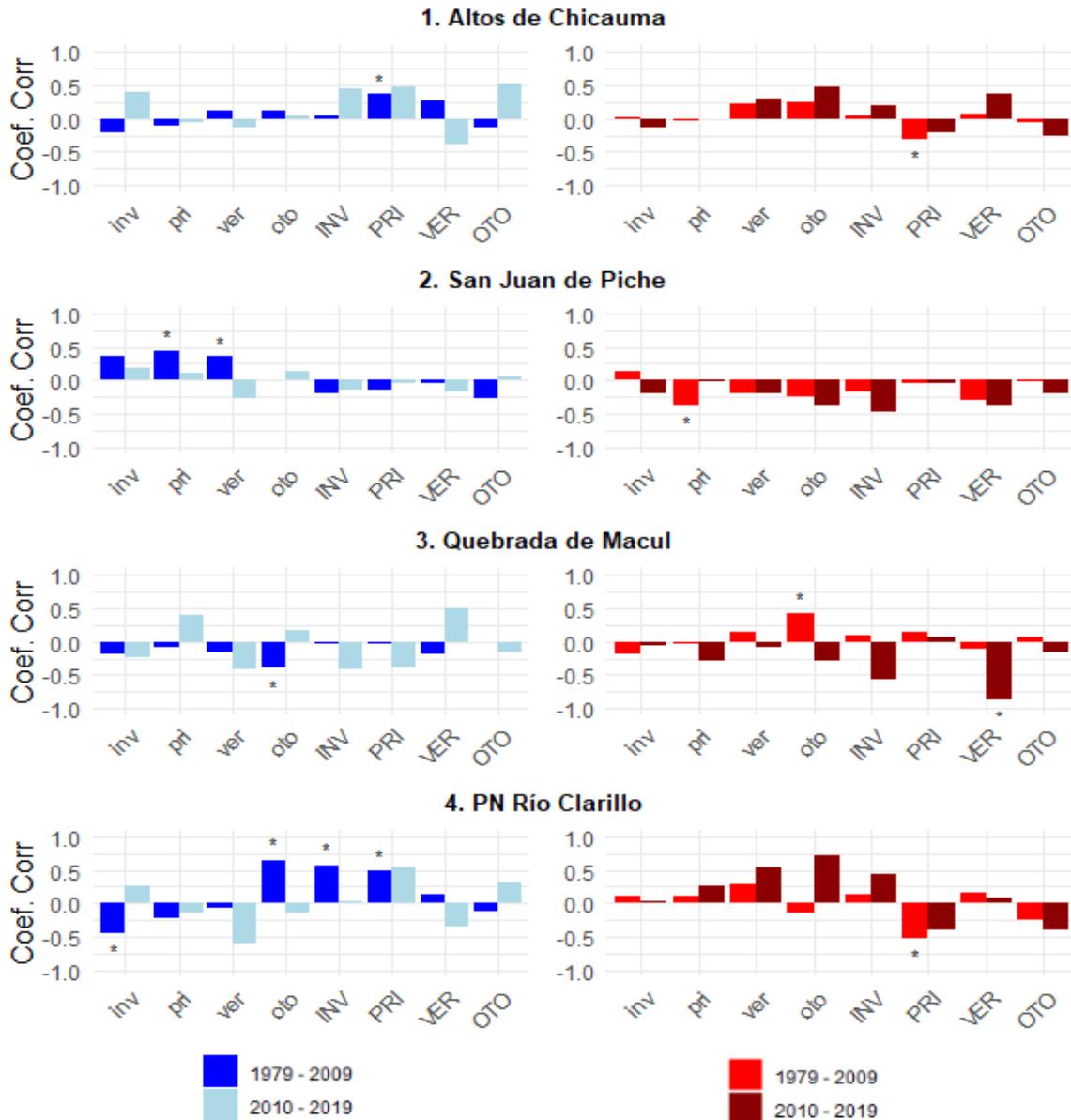


Figura 9. A. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la precipitación mensual; B. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la temperatura media mensual. En el eje X se muestran las estaciones del año, en minúscula las de la temporada de crecimiento pasada (t-1) y en mayúscula las de la temporada de crecimiento actual (t). El eje Y corresponde a los valores de los coeficientes de correlación y las barras que tienen un asterisco son aquellas que fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

La Figura 10 presenta las correlaciones entre el crecimiento radial de *Cryptocarya alba* y las variables climáticas de precipitación y temperatura en la Región Metropolitana, bajo dos enfoques: el periodo completo de estudio y la separación temporal a partir del inicio de la megasequía.

En cuanto a la precipitación, en el análisis que abarca todo el periodo, se observa una correlación positiva entre el crecimiento de los peumos y las precipitaciones de otoño de la temporada previa (t-1), así como de otoño, invierno y primavera de la temporada de crecimiento actual (t). Al analizar los periodos por separado, anterior y posterior a la megasequía, se mantiene la correlación positiva con las precipitaciones de otoño, invierno y primavera en el periodo anterior a la sequía. Sin embargo, en este mismo periodo también surge una correlación negativa con la precipitación invernal de la temporada de crecimiento previa, mientras que durante el periodo de megasequía aparece una relación negativa con la precipitación del verano pasado (t-1).

En cuanto a la temperatura, el análisis general que abarca todo el periodo de tiempo muestra una correlación negativa con la temperatura de primavera actual (t). Mientras que, en el análisis separado, durante el periodo anterior a la megasequía, esta correlación negativa persiste, pero también se observa una correlación positiva con la temperatura de verano de la temporada previa (t-1).

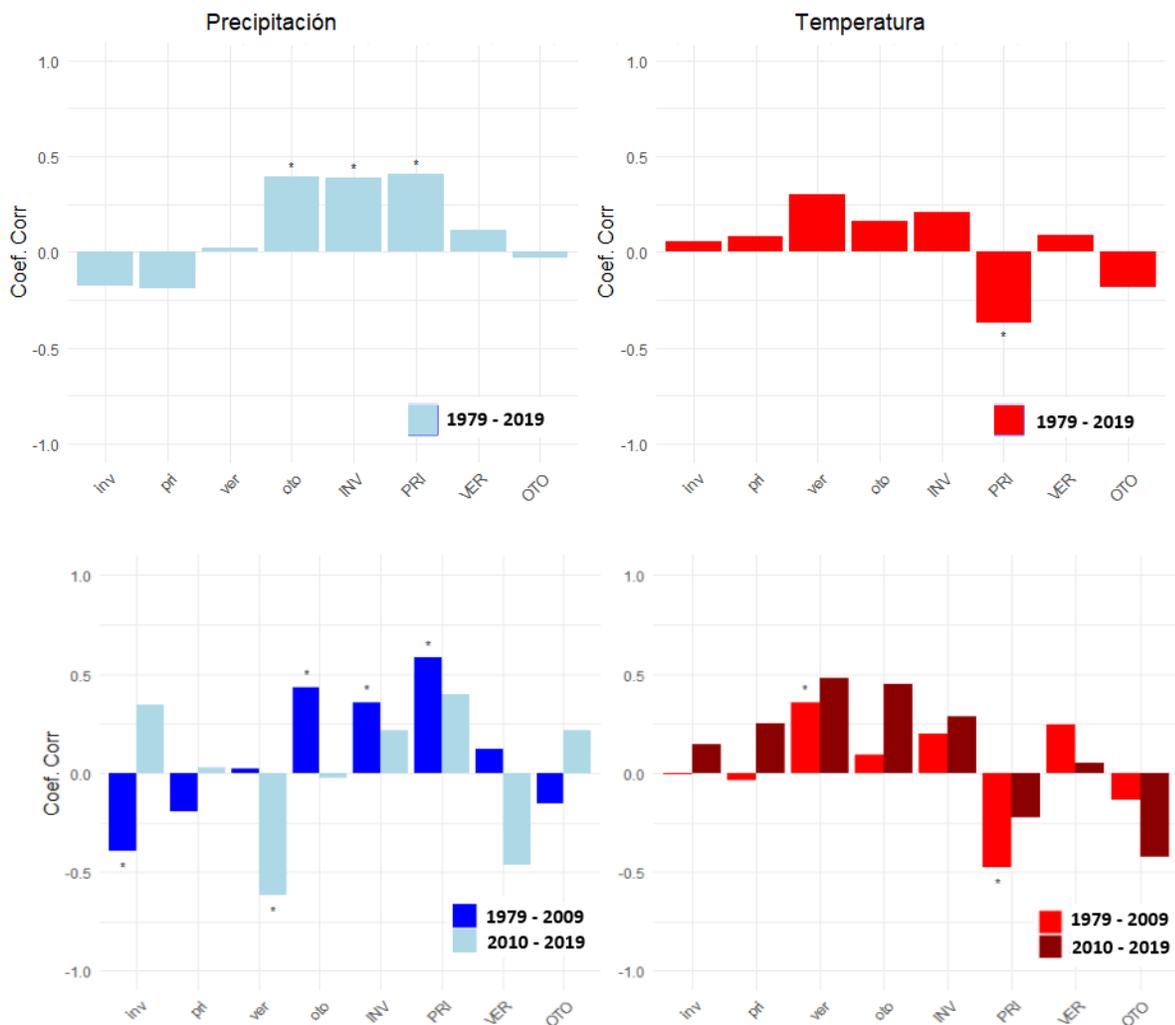


Figura 10. A. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la precipitación mensual de la Región Metropolitana; B. Correlación entre el índice de ancho de anillos (RWI) y la temperatura media mensual de la Región Metropolitana. En el eje X se muestran las estaciones del año, en minúscula las de la temporada de crecimiento pasada (t-1) y en mayúscula las de la temporada de crecimiento actual (t). El eje Y corresponde a los valores de los coeficientes de correlación y las barras que tienen un asterisco son aquellas que fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

4.5. Influencia del PDSI en el crecimiento radial

En la Figura 11 se observa que no todos los sitios fueron influenciados por el PDSI, por el contrario, sólo en PN Río Clarillo y en la Región Metropolitana se encontraron correlaciones

estadísticamente significativas ($\rho=0.66$ y $\rho=0.4$ respectivamente), mientras que en los otros tres sitios el PDSI no presentó significancia, por ende, no fue un factor limitante o influyente en el crecimiento de peumo en estos sitios.

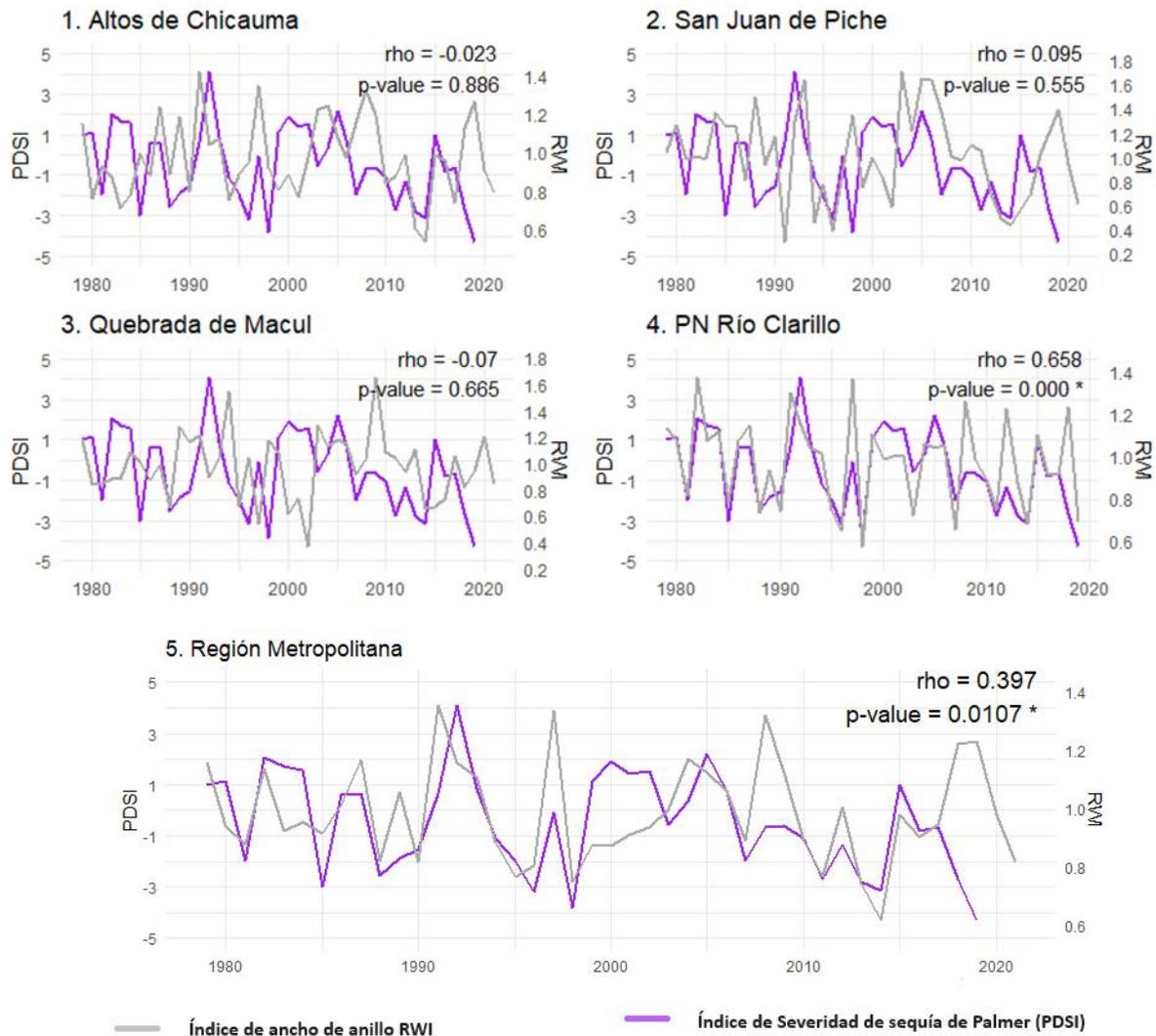


Figura 11. Series temporales de la relación entre el índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI) y el índice de ancho de anillo (RWI) en los diferentes sitios. Los valores de correlación (ρ) y significancia estadística (p-value) se indican en cada gráfico.

5. DISCUSIÓN

Los resultados de esta investigación demuestran que la megasequía efectivamente está influyendo de forma negativa en el crecimiento radial de los peumos de la Región Metropolitana, la variabilidad climática afecta en el incremento radial y los sitios incluidos en esta investigación están respondiendo de diversas maneras ante la megasequía.

Estos hallazgos tienen relevancia para entender cómo el peumo, una especie clave del bosque esclerófilo, responde a las condiciones climáticas extremas, lo que permite anticipar posibles efectos a largo plazo en su distribución y supervivencia. Además, esta investigación proporciona información valiosa para el desarrollo de estrategias de conservación más efectivas y adaptadas a cada sitio, considerando las diferencias locales en la respuesta al estrés hídrico. Este conocimiento es fundamental para la gestión y planificación de la restauración ecológica en la Región Metropolitana, especialmente en un escenario de cambio climático continuo, donde la conservación de especies nativas es crucial para mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que estos bosques proveen.

Los resultados encontrados en esta investigación serán discutidos abordando las tendencias de crecimiento y las relaciones significativas encontradas entre el índice de ancho de anillo y las variables climáticas de precipitación y temperatura.

- Tendencias de crecimiento

En los cuatro sitios analizados, las tendencias de crecimiento radial, medidas a través del incremento anual de área basal (IAB), muestran disminuciones en la mediana y pendiente después del punto de quiebre. Aunque la mayoría de las diferencias no son estadísticamente significativas, las tendencias decrecientes son evidentes, lo que coincide con la variación porcentual del IAB (PCC), que fue negativa en todos los sitios, con valores entre -92.13 y -0.38.

Se han registrado resultados similares en otras especies de clima mediterráneo en Chile, por ejemplo, una investigación realizada en *Nothofagus macrocarpa* también encontró tendencias de crecimiento radial negativas (Venegas-González *et al.*, 2018a), del mismo modo, una investigación realizada con las especies *Cryptocarya alba* y *Beilschmiedia miersii* encontró tendencias de crecimiento negativas para el IAB desde el año 2002 en adelante (hasta el 2017) (Venegas-González *et al.*, 2022). Así mismo ha ocurrido en otras partes del mundo, especies mediterráneas como *Quercus pirenaica* y *Pinus sylvestris* también mostraron tendencias de

crecimiento declinantes e incluso mortalidad debido a la disminución de precipitación y aumento de la temperatura (Gea-Izquierdo *et al.*, 2014).

El aumento de sequías y el déficit hídrico a nivel global están generando un fenómeno emergente de mayor mortalidad de árboles y disminución en su crecimiento (Allen *et al.*, 2010; Allen *et al.*, 2015). Los peumos analizados en este estudio no son la excepción, presentando tendencias de crecimiento declinantes debido al cambio climático. Aunque en los cuatro sitios estudiados aún no se observa una mortalidad generalizada, en Quebrada de la Plata sí se registraron varios individuos muertos. Esta situación, que podría agravarse en el futuro debido a las “sequías más calientes”, incrementa la vulnerabilidad de los árboles al provocar respuestas fisiológicas adversas y ataques bióticos acelerados, lo que conlleva a una mortalidad más rápida (Allen *et al.*, 2015). Por ello, es crucial implementar medidas de prevención, mitigación y restauración para evitar que el daño en los bosques esclerófilos de la Región Metropolitana continúe agravándose.

Por otro lado, según Mooney y Dunn (1970), las especies perennes tienden a generar raíces profundas, lo que les permite obtener agua del suelo durante los periodos de escasez hídrica, por ende, es posible que por este motivo la sequía no haya afectado significativamente en algunos de los sitios analizados en esta investigación. Sin embargo, la probabilidad de muerte tiende a aumentar con tasas de crecimiento bajas o lentas (Bigler y Bugman, 2003; Suarez *et al.*, 2004; Bigler *et al.*, 2006; Das *et al.*, 2008). Además, se ha registrado que algunas especies tolerantes a la sequía presentan reducciones en el crecimiento a largo plazo previo a la muerte (Cailleret *et al.*, 2017). Por ejemplo, Calderón (2020) encontró que cuando *Nothofagus dombeyi* muere debido a la sequía, los árboles suelen presentar patrones de crecimiento negativos, hasta 40 años antes de morir. En otras investigaciones también se ha documentado la declinación del crecimiento previo a la muerte producto de la sequía como en *Austrocedrus chilensis* (Amoroso *et al.*, 2015; Vega *et al.*, 2018) y *Nothofagus dombeyi* (Suarez *et al.*, 2004).

Dependiendo de la intensidad de la sequía y el estado fisiológico en el que se encuentre el árbol, este puede morir durante el evento de sequía en curso o sobrevivir un tiempo más (Calderón, 2020), existen varias especies que exhiben retrasos prolongados y pueden morir después de años e incluso décadas después del estrés por sequía (Pedersen 1998; Bigler y Bugman, 2003; Bigler *et al.*, 2007; Suarez y Kitzberger, 2010; Vanoni *et al.*, 2016), incluso algunos árboles pueden sobrevivir con varias reducciones en el crecimiento producto de una sequía y morir en una sequía posterior (Cailleret *et al.*, 2017). Además, la respuesta a la sequía puede ser inmediata o varios años después (Vanoni *et al.*, 2016).

A partir de lo anterior, se podría inferir que a pesar de que en la actualidad no todos los sitios muestran una disminución estadísticamente significativa en su crecimiento radial, existe la posibilidad de que si lo presenten en el futuro si las condiciones climáticas permanecen como lo han sido desde el año 2010 en adelante, lo cual podría ser bastante grave, ya que en el peor de los casos provocaría la muerte del árbol. Pues, los cambios climáticos pueden debilitar el árbol haciéndolo más vulnerable ante patógenos oportunistas que pueden terminar matando al árbol ya debilitado (Camarero *et al.*, 2004). Estos efectos a nivel de individuo pueden desencadenar consecuencias a nivel de bosque, la muerte genera cambios en la demografía y densidad poblacional, esto a su vez afecta el nivel de regeneración y establecimiento de las plantas, ya que disminuye la cantidad de semillas y las condiciones del sitio pueden verse modificadas, lo que podría provocar cambios biogeográficos de varios organismos, los cuales pueden deberse a cambios en la extensión de especies autóctonas o introducción de especies invasoras (Camarero *et al.*, 2004), reemplazando las especies menos resistentes a la sequía (Peñuelas *et al.*, 1998). Esto desencadena cambios en los procesos ecológicos (Breshears *et al.*, 2010) y, en consecuencia, se altera la calidad del hábitat de la vida silvestre (Breshears *et al.*, 2005), lo que es fundamental para la mantención de la biodiversidad (MA, 2003).

Predecir cómo reaccionarán las especies de árboles mediterráneos ante el empeoramiento de las sequías es complejo (Canales, 2020). Las variaciones climáticas locales en distintas latitudes explican las diversas respuestas de los árboles a factores específicos de cada lugar (Cook y Kairiukstis, 1990; Lara *et al.*, 2005; Lavergne *et al.*, 2015). Además, las condiciones climáticas actuales y pasadas, tienen un impacto en el crecimiento, y este efecto puede manifestarse con desfases de hasta 8 años (Fritts, 1976; Villalba *et al.*, 2003). Esto significa que las condiciones previas pueden influir en el crecimiento durante un período prolongado, retrasando la respuesta. Como consecuencia, el cambio climático podría no generar un efecto inmediato en las cronologías de crecimiento, lo que podría ayudar a explicar los resultados observados en este análisis donde la disminución del IAB no fue significativa en tres de cuatro sitios.

Por ende, es recomendable profundizar en el estudio de los mecanismos fisiológicos responsables de la supervivencia y mortalidad de los árboles bajo condiciones de sequía (McDowell *et al.*, 2008), especialmente en el caso de las especies arbóreas dominantes en los bosques mediterráneos de Chile (Canales, 2020), ya que, comprender estos mecanismos es esencial para una mejor interpretación de las tendencias de crecimiento radial observadas en este estudio, ya que dichas tendencias reflejan cómo está respondiendo el árbol ante las variaciones climáticas y a la creciente frecuencia e intensidad de las sequías.

Con respecto a la prueba de tendencias de tarugos de incremento se notó un patrón diferencial entre los sitios, con una mayor proporción de tarugos con tendencias negativas en la Cordillera de los Andes (~49%) en comparación con la Cordillera de la Costa (~25.5%). Esto sugiere que las localidades en la Cordillera de la Costa son menos sensibles a la megasequía, lo que podría estar influenciado por variables como gradiente latitudinal, altitudinal, tipo de suelo o influencia de la neblina costera.

- Precipitación

A partir del análisis de la influencia de la precipitación en el crecimiento radial anual (Figura 9) se pueden apreciar 8 patrones significativos de los cuales 6 fueron positivos, en 3 casos debido a la precipitación acumulada en primavera, mientras que los otros 3 fueron en las estaciones de verano, otoño e invierno. Este hallazgo coincide con otros estudios similares, por ejemplo, los trabajos realizados por Venegas-González *et al.*, (2018a) y (2022) encontraron respuestas análogas donde el crecimiento radial presentó una correlación positiva con la precipitación de invierno y primavera en la especie *Nothofagus macrocarpa*, e incluso la precipitación de inicios del verano para bosque esclerófilo representado por *Beilschmiedia miersii* y *Cryptocarya alba*. Lara *et al.*, (2001), también encontraron una correlación positiva entre el crecimiento radial y la precipitación de finales de primavera e inicios de verano en sitios más secos.

No obstante, estas correlaciones no se presentaron en el periodo de tiempo afectado por la sequía. Una posible explicación es que el peumo activó sus mecanismos de adaptación ante la sequía. Según Chaves *et al.*, (2002) las plantas esclerófilas mediterráneas desarrollan diversas adaptaciones para enfrentar la sequía, como el desarrollo de raíces más profundas y densas, lo que les permite acceder a aguas subterráneas durante periodos secos, también ajustan su proceso fotosintético disminuyendo la actividad durante las horas más calurosas del día minimizando las pérdidas de agua por transpiración y, por último, presentan una alta capacidad de resistencia a la embolia, fenómeno común durante la sequía donde burbujas de aire bloquean el paso del agua en los vasos conductores. En un estudio similar Alvarez-Maldini *et al.*, (2020) encontraron que *Cryptocarya alba* presenta adaptaciones morfológicas y fisiológicas para enfrentar la sequía, como la redistribución de recursos favoreciendo el crecimiento de raíces. Además, esta especie exhibe una alta eficiencia en el uso de agua, debido a su capacidad de ajuste osmótico que le permite mantener la actividad fotosintética bajo condiciones de restricción hídrica (Alvarez-Maldini *et al.*, 2020; Espinoza *et al.*, 2020). Otra estrategia observada es la reducción del tamaño de sus hojas para minimizar la pérdida de agua por transpiración (Alvarez-Maldini *et al.*, 2020). Estas últimas 2 estrategias se intensifican en sitios más áridos (Alvarez-

Maldini *et al.*, 2020). En base a lo anterior, sería interesante evaluar si las poblaciones analizadas en esta investigación presentan alguna estrategia de adaptación ante la sequía, ya que esta información resalta la importancia de seleccionar poblaciones de *Cryptocarya alba* bien adaptadas para proyectos de restauración en zonas afectadas por la sequía, ya que las diferencias en eficiencia en el uso del agua y crecimiento pueden ser cruciales para el éxito de estos proyectos.

Por otro lado, también se encontraron correlaciones negativas entre el crecimiento y la precipitación en otoño (t-1) en Quebrada de Macul y en invierno (t-1) en PN Río Clarillo. Estudios que han encontrado patrones similares atribuyen estos resultados al acortamiento de la estación de crecimiento debido al efecto refrigerante de la nubosidad y al daño en el follaje por precipitaciones abundantes (Lara *et al.*, 2001; Alberdi *et al.*, 1985). Esto podría explicar por qué en esos años, antes de la megasequía, la precipitación tuvo un efecto negativo en el crecimiento.

A modo general (todos los sitios en su conjunto) y a diferencia de lo esperado no se encontró un patrón tan marcado de dependencia de la precipitación de las estaciones húmedas (invierno y otoño), esto podría explicarse debido a que la mayoría de los sitios analizados en este estudio se encontraban en situaciones de río o quebradas permanentes o semipermanentes (a excepción de San Juan de Piche), es decir, tenían una fuente de agua adicional a las precipitaciones y por ende, no dependen fuertemente de ellas, esto coincide con lo encontrado en la investigación de Martínez (2020) donde comparó el crecimiento de *Quillaja saponaria* en dos situaciones, cerca y lejos del río, en sus resultados encontró que la cercanía al cauce aporta mayor disponibilidad de agua y en consecuencia, los individuos no son tan dependientes de la precipitación, ya que esta deja de ser una variable limitante en el crecimiento. Las investigaciones de Lara *et al.*, (2001) y Lara *et al.*, (2005) también coinciden, pues en ambas se encontraron relaciones positivas entre el crecimiento y la precipitación en zonas de clima mediterráneo o seco, mientras que en sitios con mayor humedad se encontró una relación negativa.

Esto podría explicar por qué en Quebrada de Macul la precipitación no tiene una influencia positiva en el crecimiento radial de los árboles, dado que el sitio se encuentra cerca del río, una fuente hídrica constante. Por lo tanto, sería interesante evaluar con mayor detalle el efecto de la proximidad a cursos de agua, ya que parece ser una variable que influye en el crecimiento radial de los ejemplares analizados en este estudio.

- Temperatura

Con respecto a la influencia que tiene la temperatura en el crecimiento (ver panel B de la Figura 9), los resultados encontrados en su mayoría son correlaciones negativas (4 de 5), y de éstas, sólo una fue durante el periodo de megasequía. Las correlaciones negativas ocurrieron en las estaciones de primavera y verano, mientras que la relación positiva se observó en otoño.

El aumento de la temperatura implica un aumento en la productividad de los árboles puesto que acelera el metabolismo, generando un mayor crecimiento, sin embargo, cuando la temperatura aumenta a tal punto en el que supera los rangos óptimos comienza a ser perjudicial para la planta (Gadow *et al.*, 2007), puesto que puede provocar estrés hídrico y mayor pérdida de agua por transpiración, lo que en consecuencia genera una menor tasa de crecimiento en los árboles (Rawson y Gómez, 2001), esto es lo que posiblemente ocurrió en los casos donde la correlación fue negativa. Una explicación más detallada es que la productividad neta, que determina el crecimiento del árbol, es la diferencia entre productividad bruta y respiración (Gadow *et al.*, 2007). Al principio, un aumento de temperatura aumenta ambas, mejorando la productividad, sin embargo, si la temperatura sigue subiendo, la productividad bruta alcanza su máximo y luego disminuye gradualmente, mientras que la respiración baja rápidamente, lo que reduce la productividad neta (Gadow *et al.*, 2007). En otras palabras, el aumento de la temperatura es beneficioso hasta cierto punto, es decir, favorece el crecimiento sólo dentro de un rango óptimo, sin embargo, tras sobrepasar este umbral el aumento de la temperatura comienza a ser perjudicial. Es posible que el umbral ya haya sido superado en las situaciones donde la correlación fue negativa.

La relación negativa entre el crecimiento y la temperatura ha sido registrada en otras investigaciones. Venegas-González *et al.*, (2018a) encontraron esta correlación en *Nothofagus macrocarpa*, especialmente en noviembre, debido al aumento de la evapotranspiración durante los primeros meses de la estación de crecimiento. De manera similar, Venegas-González *et al.*, (2022) observaron que en *Beilschmiedia miersii* y *Cryptocarya alba* la temperatura mínima durante la primavera y principios de verano, así como la temperatura máxima de la temporada de crecimiento (septiembre a mayo), influyen negativamente en el crecimiento radial, un patrón intensificado en primavera. Esto se atribuye al aumento de la evapotranspiración y la pérdida de humedad del suelo, lo que reduce la productividad primaria en los ecosistemas mediterráneos de Chile Central (Zambrano, 2023). Lara *et al.*, (2001) también reportaron una correlación negativa entre altas temperaturas y crecimiento radial, probablemente por la disminución del agua disponible en el suelo.

Por otro lado, la relación positiva entre el crecimiento radial de especies mediterráneas y la temperatura también ha sido documentada en otros estudios. Calderaro *et al.*, (2020), por ejemplo, encontraron una correlación positiva entre la temperatura máxima de octubre (final de la estación de crecimiento) y la temperatura de marzo con el crecimiento radial de la especie *Fagus sylvatica*, asimismo, se observó una relación positiva entre la temperatura mínima de abril y junio del año en curso, así como entre las temperaturas máximas de abril del año anterior y marzo del año en curso, con el crecimiento radial de la especie *Pinus mugo*.

A modo general, el aumento de la temperatura puede ser tanto benéfico como perjudicial, como se ha evidenciado en esta investigación. Antes de la megasequía, el incremento de la temperatura primaveral redujo la productividad en Altos de Chicauma, San Juan de Piche y PN Río Clarillo, debido a la mayor evapotranspiración y, en consecuencia, menor productividad. En cambio, en Quebrada de Macul, la temperatura otoñal tuvo un impacto positivo, probablemente porque la abundante disponibilidad de agua permitió a las plantas regular su temperatura interna mediante la transpiración (Rawson y Gómez, 2001), sin embargo, durante la megasequía, esta relación se volvió negativa en Quebrada de Macul, ya que posiblemente, el aumento de temperatura superó el rango óptimo, afectando negativamente el crecimiento del árbol (Rawson y Gómez, 2001).

Los resultados muestran que las variables climáticas de precipitación y temperatura influyen en el crecimiento de los árboles, especialmente en PN Río Clarillo, que muestra una mayor dependencia y sensibilidad a estos factores. Además, las condiciones climáticas actuales y pasadas afectan el crecimiento, en línea con lo descrito por Fritts (1976) y Villalba *et al.*, (2003), quienes encontraron que el crecimiento puede verse influenciado por condiciones anteriores con desfases de 1 a 8 años. Esto sugiere que el cambio climático podría no tener un efecto inmediato en las cronologías de crecimiento.

- **Pdsi**

Con respecto al índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI), la Figura 11 muestra que no existe una fuerte relación con el índice de ancho de anillo (RWI) en los sitios Altos de Chicauma, San Juan de Piche y Quebrada de Macul. Sin embargo, el sitio PN Río Clarillo presenta un patrón bastante similar al PDSI, además, este fue el único sitio que presentó una relación estadísticamente significativa con el crecimiento anual (Figura 11).

Resultados similares se han reportado en otras investigaciones, como el caso de Villanueva *et al.*, (2016) que encontraron una correlación positiva entre el PDSI de junio y el índice de anillo

anual de *Juniperus monticola*, asimismo, Aquino (2019) identificó una relación positiva entre el PDSI de abril-mayo y el crecimiento de anillo de la especie *Abies religiosa*.

La relación significativa observada en el PN Río Clarillo resulta notable, ya que la cronología sólo presenta significancia a partir de 2005. Sin embargo, pese a esta aparente limitación, como se puede apreciar en la Figura 11, la cronología en este sitio sigue un patrón notablemente similar al Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI). Esto sugiere que, aunque las muestras muestran una señal común fuerte solo desde 2005, el crecimiento radial ha estado respondiendo a esta variable climática desde 1979 en adelante, de manera similar a lo que ocurre con la precipitación (ver Figura 9).

No obstante, esta relación significativa resulta coherente ya que el PDSI mide la humedad considerando la precipitación y temperatura (Cook *et al.*, 2007) y en general, una mayor humedad suele favorecer el crecimiento. Sin embargo, en los otros tres sitios (Altos de Chicauma, San Juan de Piche y Quebrada de Macul) la relación entre el incremento radial anual y el PDSI no fue significativa. En Altos de Chicauma y San Juan de Piche la relación fue positiva, pero no estadísticamente significativa, similar a lo encontrado por Villanueva *et al.*, (2021), quienes también encontraron una relación positiva pero no significativa entre la serie dendrocronológica de *Taxodium mucronatum* y el PDSI. Por otro lado, en Quebrada de Macul, la relación fue negativa. Esta interacción podría deberse a la sensibilidad a la temperatura o a la saturación del suelo por la fuente de agua permanente, lo que reduce nutrientes y oxígeno, afectando el crecimiento (Pardos, 2004).

Por otra parte, un estudio realizado por Suarez *et al.*, (2015) encontraron que el PDSI se correlaciona más fuertemente en sitios secos que húmedos, en base a esto, es posible que PN Río Clarillo sea un sitio mucho más seco que los otros tres, lo cual tiene sentido considerando que de los sitios analizados es el que tiene mayor temperatura.

No obstante, dado que en los sitios Altos de Chicauma, San Juan de Piche y Quebrada de Macul la correlación no es significativa, es posible que existan otros factores además de la humedad que se encuentren influyendo en el crecimiento radial de los árboles ubicados en estos sitios.

- **Diferencias entre sitios**

Los sitios estudiados respondieron de manera diversa a pesar de compartir características similares, como la presencia de bosque esclerófilo con peumo y una baja o nula perturbación antrópica. Además, todos se encontraban bajo la influencia del clima mediterráneo de la Región

Metropolitana, lo que hace aún más notable la ausencia de un patrón común entre ellos. Aunque están ubicados en la misma región, estos sitios pertenecen a distintas localidades, lo que podría generar variaciones en las condiciones del sitio y, en consecuencia, respuestas diferenciadas. Varios estudios indican que las variaciones climáticas locales a distintas latitudes y longitudes explican las diversas respuestas de los árboles a factores ambientales específicos (Cook y Kairiukstis, 1990; Lara *et al.*, 2005; Lavergne *et al.*, 2015). Estas diferencias en las condiciones ambientales generan variaciones en la relación entre el crecimiento de los árboles y el clima, evidenciando cómo el entorno influye en el desarrollo arbóreo según el sitio particular (Calderón, 2020). Además, se han documentado diferentes respuestas dentro de una misma especie debido a las variaciones en las condiciones del sitio (Geyer y Lynch, 1987; Girardin y Broquen, 1995; Campelo *et al.*, 2007). Asimismo, la competencia entre especies y dentro de la misma especie también impacta el crecimiento de los árboles (Saha *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2022), lo que podría explicar las respuestas diferentes observadas en los distintos sitios.

Estos resultados son importantes para la conservación del *peumo* (*Cryptocarya alba*) en la Región Metropolitana de Chile porque evidencian cómo la megasequía y la variabilidad climática están afectando directamente su crecimiento y, por ende, su salud y supervivencia a largo plazo. Al mostrar que los sitios responden de maneras distintas ante la megasequía, se destaca la necesidad de aplicar enfoques de conservación específicos para cada zona. Algunas áreas están más vulnerables que otras, lo que sugiere que la gestión y restauración de estos ecosistemas no puede ser uniforme.

Además, entender la relación entre el crecimiento radial del *peumo* y factores climáticos, como la precipitación y temperatura, puede ser clave para diseñar estrategias de mitigación, como proteger los sitios más vulnerables y zonas más afectadas. Estos resultados también pueden servir para planificar acciones de reforestación o restauración que consideren escenarios futuros de cambio climático, ajustando la conservación a las condiciones esperadas de mayor aridez y estrés hídrico.

Con base en los resultados obtenidos, se recomienda que futuras investigaciones se enfoquen en las condiciones específicas de los sitios estudiados, ya que parece que las diferencias entre ellos influyen en las respuestas de los peumos. Además, sería interesante analizar la adaptabilidad de los peumos en diferentes localidades frente a condiciones de estrés hídrico. Este enfoque podría ayudar a identificar variaciones genéticas o de tolerancia ecológica, lo cual sería particularmente útil en el contexto de reforestaciones. Finalmente, es relevante investigar cómo

la proximidad a fuentes de agua puede afectar el crecimiento radial de los individuos, dado que este factor podría influir en la capacidad de respuesta de los peumos ante la megasequía. Estos estudios complementarios proporcionarían un mayor contexto a los resultados obtenidos en esta investigación.

6. CONCLUSIONES

Esta investigación evidencia que la megasequía iniciada en 2010 ha tenido un impacto negativo en el crecimiento radial de las poblaciones de *Cryptocarya alba* (peumo) estudiadas, reflejado en tendencias de crecimiento decrecientes. Asimismo, se observa que las variables climáticas, como la recepción y la temperatura, influyen de manera significativa en el crecimiento radial de los ejemplares analizados. Finalmente, aunque todas las poblaciones evaluadas están siendo afectadas por la megasequía, estas no responden de manera uniforme ante este fenómeno, lo que sugiere diferencias en su capacidad de adaptación o en las condiciones específicas de cada sitio.

A pesar de que la disminución del incremento anual de área basal (IAB) fue significativo sólo en uno de los cuatro sitios estudiados se puede apreciar como las tendencias son decrecientes desde el punto de quiebre en adelante, patrón que muy probablemente seguirá exacerbándose si es que no se toman las medidas necesarias. Este estudio revela que el PDSI sólo influye en el crecimiento radial de los individuos del PN Río Clarillo, sin embargo, evidencia la influencia que tienen las variables climáticas de precipitación y temperatura sobre el crecimiento radial de todos los sitios estudiados.

Los resultados de esta investigación fuertemente sugieren la alta vulnerabilidad que tiene el bosque esclerófilo de la región Metropolitana al cambio climático en lo que respecta al crecimiento radial de *Cryptocarya alba*. El hecho de que estos sitios se encuentren dentro de las áreas que componen el SNASPE e incluso que cuenten con fuentes de agua adicionales a la precipitación, no garantiza su preservación a largo plazo frente al escenario de la megasequía. Por lo tanto, es crucial implementar programas de conservación y mitigación que permitan enfrentar de manera adecuada los cambios climáticos que según proyecciones futuras seguirán exacerbándose.

7. BIBLIOGRAFÍA

Alberdi, M., Romero, M., Ríos, D. y Wenzel, H. 1985. Altitudinal gradients of seasonal frost resistance in *Nothofagus* communities of southern Chile. *Acta Oecol. Oecol. Plant.* 6: 21–30.

Allen, C.; A. Macalady; H. Chenchouni; D. Bachelet; N. McDowell; M. Vennetier. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Revista Forest Ecology and Management* 259: 660-684.

Allen, C. D. 2015. Forest ecosystem reorganization underway in the Southwestern US: A preview of widespread forest changes in the Anthropocene? En: V. A. Sample, R. P. Bixler, y C. Miller, editors. *Forest conservation and management in the Anthropocene: adaptation of science, policy and practices*. University Press of Colorado, Boulder, Colorado, in press.

Alvarez-Maldini, C., Acevedo, M., Kasten, R., González, M. y Cartes, E. 2020. Intraespecific variation in Drought response of three populations of *Cryptocarya alba* and *Persea lingue*, two native species from Mediterranean Central Chile. *Frontiers in Plant Science* 11.

Amoroso, M.; L. Daniels; R. Villalba y P. Cherubini. 2015. Does drought incite tree decline and death in *Austrocedrus chilensis* forests? *Journal of Vegetation Science*, 26 (6): 1171-1183.

Aquino, M. 2019. Análisis dendrocronológico e influencia climática en el crecimiento de tres de especies de oyamel en Oaxaca, México. Tesis de Postgrado en Ciencias Forestales. Texcoco, Estado de México, Institución de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas, Campus Montecillo. 119p.

Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J., Cavieres, L., Squeao, F. y Rozzi, R. 2004. Chilean Winter rainfall-Valdivian forests. En: Mittermeier, R., Gil., P., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C., Lamoreux, J., da Fonesca, G. Hotspots revisited earth's biologically wealthiest and most threatened ecosystem, pp. 99-103. CEMEX, México. 392 pp

Bai, J. y Perron, P. 2003. Computation and Analysis of Multiple Structural Change Models. *Revista Journal of Applied Econometrics* 18: 1-22.

Bambach, M., Meza, F., Gilabert, H. y Miranda, M. 2013. Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem. *Reg Environ Change* 13(6): :1245–1257.

- Barraza, J. y Rondanelli, R. 2023. Análisis (CR)2 | Un breve recuento de las lluvias en la zona central de Chile ante la retirada de La Niña. [en línea] <https://www.cr2.cl/analisis-cr2-un-breve-recuento-de-las-lluvias-en-la-zona-central-de-chile-ante-la-retirada-de-la-nina/> [consulta: 22 de octubre, 2024]
- Becerra, P., González, V., Smith-Ramírez, C. y Armesto, J. 2011. Spatio-temporal variation in the effect of the herbaceous layer on seedling survival of woody species in a semiarid ecosystem. *Journal of Vegetation Science* 22: 847-855.
- Becerra, P., Smith-Ramírez, C. y Arellano, E. 2018. Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del Bosque Esclerófilo de Chile Central. San Tiago, Chile. 92p.
- Bigler, C. y Bugmann, H. 2003. Growth-dependent tree mortality models based on tree rings. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(2): 210-221.
- Bigler, C., Bräker, O., Bugmann, H., Dobbertin, M. y Rigling, A. 2006. Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems*, 9(3): 330-343.
- Bioindi, F. y Qeadan, F. 2008. A theory-driven approach to tree-ring standardization: Defining the biological trend from expected basal area increment. *Revista Tree-Ring Research* 64(2): 81–96.
- Boisier, J.P., Rondanelli, R., Garreaud, R.D. y Muñoz, F. 2016. Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile, *Geophys. Res. Lett.*, 43.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J. y Boef, G. 2010. *The Mediterranean Region: biological diversity in space and time*. 2ª ed. Sevilla, España. Oxford University Press. 401p.
- Boydak, M. y Drogu, M. 1997. The exchange of experience and state of the art in sustainable forest management by ecoregion: Mediterranean forests. In: Boydak, M., Dogru, M. *Proceedings of the XI World Forestry Congress*, Vol. 6. Turkey. pp: 179–199.
- Bozkurt., D., Rojas, M., Boisier, J. y Valdivieso, J. 2018. Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic change* 150:131-147.
- Bradstock, R. A. 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography* 19(2): 145-158.

Breshears, D., Cobb, N., Rich, P., Price, K., Allen, C., Balice, R., Romme, W., Kastens, J., Floyd, M., Belnap, J., Anderson, J., Myers, O. y Meyer, C. 2005. Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(42): 15144–15148.

Breshears, D. 2006. The grassland–forest continuum: Trends in ecosystem properties for woody plant mosaics? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2): 96-104.

Breshears, D., López-Hoffman, L., & Graumlich, L. 2010. When ecosystem services crash: Preparing for big, fast, patchy climate change. *Ambio*, 40(3): 256-263.

Bunn, A. 2008. "Una biblioteca de programas de dendrocronología en R (dplR)". *Dendrochronologia*, 26 (2), 115-124. ISSN 1125-7865.

Bunn, A. 2010. "Cruce estadístico y visual en R usando la biblioteca dplR". *Dendrochronologia*, 28 (4), 251–258. ISSN 1125-7865.

Bunn, A., Korpela, M., Bioindi, F., Campelo, F., Mérian, P., Qeadan, F. y Zang, C. 2019. dplR: Biblioteca del programa de dendrocronología en el paquete R. R versión 1.7.0. <https://CRAN.R-project.org/package=dplR>.

Cailleret, M.; S. Jansen; E. M. R. Robert; L. Desoto; T. Aakala; J. A. Antos et al. 2017. A synthesis of radial growth patterns preceding tree mortality. *Global Change Biology*, 23 (4): 1675-1690.

Calderaro, C., Cocozza, C., Palombo, C., Lasserre, B., Macchetti, M. y Tognetti, R. 2020. Climate – growth relationships at the transition between *Fagus sylvatica* and *Pinus mugo* forest communities in a Mediterranean mountain. *Revista Annals of Forest Science* 77(63)

Calderón, 2020. Análisis de los patrones temporales de la mortalidad de *Nothofagus dombeyi* a lo largo de un gradiente de aridez en su distribución geográfica. Memoria de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas. 51p.

Camacho, A. 2008. Significados asociados al punto de inflexión. En: Comité Latinoamericano de matemática Educativa. *Acta Latinoamericana de Matemática Educativa Volumen 21*. México, Colegio Mexicano de Matemática Educativa A. C. pp. 754-764.

Camarero, J., Lloret, F., Corcuera, L., Peñuelas, J. y Gil-Pelegrín, E. 2004. Capítulo 14: Cambio Global y decaimiento del Bosque. En: Valladares, F. 2004. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Madrid, Ministerio del Medio Ambiente. EGRAF. pp. 397-423.

Camarero, J., Sangüesa, G., Alba, A., González de Andrés, E., Maestro, M. y Vicente-Serrano, S. 2012. Revista Ecosistemas 21(3): 22-30.

Campelo, F., Nabais, C., Freitas, H. y Gutiérrez, E. 2007. Climatic significance of tree-ring width and intra-annual density fluctuations in *Pinus pinea* from a dry Mediterranean area in Portugal. *Annals of Forest Science*, 64(2): 229-238.

Campillay, C. 2018. Valoración de los Servicios Ecosistémicos en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata. REPENSANDO LA QUEBRADA. Memoria para optar al título de Geógrafo. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo. 192p.

Campos, D. y Moya, A. 2023. Boletín de pronóstico subestacional y estacional (N° 189, edición de enero 2023. Dirección Meteorológica de Chile.

Canales, C. 2020. Influencia de la Variabilidad climática del último siglo sobre los patrones de crecimiento radial y mortalidad de un bosque de *Nothofagus* del Parque Nacional Radal Siete Tazas. Memoria de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 54p.

Claros, S. 2009. Vegetación y flora de Altos de Chicauma. En: Fondo de Protección Ambiental (FPA). Biodiversidad de Altos de Chicauma Patrimonio del País. Chile, Gobierno de Chile CONAMA. pp. 55-79.

Chaves, M., Pereira, J., Marruecos, J., Rodrigues, M., Ricardo, C., Osório, M., Carvalho, Y., Faria, T. y Pinheiro, C. 2002. How plants cope with water stress in the field? Photosynthesis and growth. *Annals of Botany* 89(7): 907-916. +

Cook, E. y Kairiukstis, L. 1990. *Methods of Dendrochronology: Applications in the Environmental Sciences*. London. Kluwer academic Publishers. 351p.

Cook, E., Seager, R., Cane, M. Stahle, D. 2007. North American drought: Reconstructions, causes and consequences. *Revista Earth-Science* 81(1-2):93-134.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 1996. Plan de manejo Reserva Nacional Río Clarillo. Documento de trabajo n° 247, Unidad de gestión Patrimonio Silvestre, Corporación Nacional Forestal CONAF Región Metropolitana, Santiago. 115 pp.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2021. Superficies de uso de suelo regional (actualizado a julio 2021). [Descargado en línea] <<https://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/>> [Consultado: 26 de julio, 2023]

Corvalán, P. y Hernández, J. 2019. Impacto de la megasequía en el crecimiento radial de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. (Roble), Chile. *Revista Cubana de ciencias Forestales* 7(2): 184-196.

CR2. 2015. La Megasequía 2010–2015: Una Lección para el Futuro. 28p

Das, A.; J. Battles; P.J. van Mantgem and N.L. Stephenson. 2008. Spatial elements of mortality risk in old - growth forests. *Ecology*, 89: 1744 -1756.

Donoso, C. 1982. Reseña Ecológica de los Bosques Mediterráneos de Chile. *Bosque*, 4(2), 117–146.

Díaz, I., Sarmiento, S., Ulloa, L., Moreira, R., Navia, R., Véliz, E. y Peña, C. 2002. Vertebrados terrestres de la Reserva Nacional Río Clarillo, Chile Central: Representatividad y conservación. *Revista Chilena de historia natural* 75(2): 433-448.

Donoso, C. 1981. Investigación y Desarrollo Forestal. Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Santiago, Chile: Proyecto CONAF/PNUD/FAO. 70p.

Donoso, C. 1982. Reseña Ecológica de los Bosques Mediterráneos de Chile. *Bosque*, 4(2), 117–146.

Errazuriz, M. 2019. Santuario de la Naturaleza San Juan de Piche, un nuevo tesoro natural por descubrir en la zona central. [En línea] https://repositorio.uchile.cl/pdf/Citas_bibliograficas.pdf> [Consultado: 6 de septiembre, 2023]

Espinoza, S., Yáñez, M., Magni, C., Martínez, E., Ovalle, J. y Vaswani, S. 2020. Growth of provenances of *Cryptocarya alba* during water stress and after re-watering in the nursery

FAO. 2024. Restoration key to healthy Mediterranean forests. [en línea] <https://www.fao.org/in-action/forest-landscape-restoration-mechanism/news-and-events/news-detail/en/c/1707833/>

[Consulta: 2 de octubre, 2024]

Ferrada, A., Christie, D., Muñoz, F., González, A., Garreud, R. y Bustos, S. 2021. Explorador del Atlas de Sequías de Sudamérica, Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)². [En línea] <https://sada.cr2.cl/> [Consulta: 14 de julio, 2024]

Fritts, H.C. 1976. Tree Rings and Climate. London, Academic Press: 567p.

Gadow, K., Sánchez, S. y Álvarez, J. 2007. Estructura y crecimiento del Bosque. Lugo, UNICOPIA. 287p.

Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165 pp.

Gastó, J. 1975. Historia y vegetación de la Quebrada de la Plata. En: CONVENIO ENTRE la fuerza Aérea de Chile y la Facultad de Agronomía, 1972. Universidad de Chile, Depto de producción animal. Centro de investigaciones ecológicas y producción praterense. 7pp.

García, N. 2010. Caracterización de la flora vascular de Altos de Chicauma, Chile (33° S). Revista Gayana Botánica 67(1): 65-112.

Garreud, R., Boisier, J., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. y Veloso-Aguila, D. 2019. The Central Chile Mega Drought (2010-2018): a climatic dynamics perspective. International Journal of Climatology: 1-19

Gea-Izquierdo, G., Viguera, B., Cabrera, M. y Cañellas, I. Drought induced decline could portend widespread pine mortality at the xeric ecotone in managed mediterranean pine-oak woodlands. Revista Forest Ecology and Management 320: 70-82.

Geyer, W. y Lynch, K. 1987. Use of Site Index as a Forestry Management Tool. En Transactions of the Kansas Academy of Science 90(1-2): 46-51.

Girard, F., Vennetier, M., Guibal, F., Corona, C., Ouarmim, S. y Herrero, A. 2012. Pinus halepensis Mill. crown development and fruiting declined with repeated drought in Mediterranean France. European Journal of Forest Research, 131: 919-931.

- Girardin, J. y Broquen, P. 1995. El crecimiento de *Pinus ponderosa* Dougl. y *Pseudotsuga mensiezii* (Mirb.) Dougl. en diferentes condiciones de sitio (Prov. NQN-R.A.). En *Bosque* (16)2: 57-67.
- Gómez-Aparicio, L., García-Valdés, R., Ruiz-Benito, P., y Zavala, M. 2011. Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for forest management under global change. *Global Change Biology*, 17, 2400-2414.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). 2002. Cambio climático y biodiversidad, Documento técnico V del IPCC.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. IPCC. Ginebra, Suiza. 104p.
- Hao, Z. y Singh, V. 2015. Drought characterization from a multivariate perspective: A review. *Revista Journal of Hydrology* 527: 668-678.
- Henry, J. y Swan, J. 1974. Reconstructing Forest History from Live and Dead Plant Material, An Approach to the Study of Forest Succession in Southwest New Hampshire. *Ecology*, 55(4), 772-783.
- Hoffmann, W., Marchin, R., Abit, P., y Lau, O. 2011. The role of hydraulic failure and carbon starvation in tree mortality. *New Phytologist*, 190(2), 413-427.
- Lara, A., Villalba, R., Aravena, J. C., Wolodarsky-Franke, A., Luckman, B. y Wilson, R. 2001. Dendroclimatology of high elevation *Nothofagus pumilio* forests at their northern distribution limit in the central Andes of Chile. *Revista Canadian Journal of forest Research* 31(6): 925-936.
- Lara, A., Villalba, R., Wolodarsky-Franke, A., Aravena, J. C., Luckman, Brian y Cuq, E. 2005. Spatial and temporal variation in *Nothofagus pumilio* growth at tree line along its latitudinal range (35°40'–55° S) in the Chilean Andes. *Revista Journal of Biogeography*, 32(5): 879-893.
- Lavergne, A., Daux, V., Villalba, R. y Barichivich, J. 2015. Temporal changes in climatic limitation of tree-growth at upper treeline forests: Contrasted responses along the west-to-east humidity gradient in Northern Patagonia. *Dendrochronologia*, 36, 49- 59.
- León-Lobos, P., Bustamante-Sánchez, M., y Way, M. 2019. Restoration of Mediterranean ecosystems in face of climate change: the role of seed banks and seed collections in the Global South. *Plant Biology*, 21(3), 451-462.

McDowell, N.; W. Pockman; C. Allen; D. Breshears; N. Cobb; T. Kolb et al. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought?. *New phytologist*, 178(4): 719-739.

Martínez, B. 2009. Susceptibilidad de remoción en masa en la Quebrada de Macul, Región Metropolitana. Memoria de Geólogo. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. 124p.

Martínez, I. 2022. Análisis exploratorio de los efectos de la Megasequía (2010-2018) en el crecimiento secundario de Quillaja saponaria Mol. en la Cuenca del Río Clarillo, Región Metropolitana. Memoria de Ingeniero Forestal. Santiago, Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza. 35p.

Marquet, P., Aabades, S., Armesto, J., Barria, I., Arroyo, M., Cavieres, L., Gajardo, R., Garín., Labra, F., Meza, F., Prado., Ramírez De Arellano, P. y Vicuña, S. 2011. Estudio de vulnerabilidad de la biodiversidad terrestre en la eco- 26 región mediterránea, a nivel de ecosistemas y especies, y medidas de adaptación frente a escenarios de cambio climático. Centro Cambio Global UC. 156p.

Millenium Ecosystem Assesment (MA). 2003. Ecosystems and human well-being: A framework for assessment. Washington DC, Island Press. 266p.

Ministerio del Medio Ambiente. 2014. Plan de adaptación al cambio climático en biodiversidad. Santiago, Chile: Gobierno de Chile.

Ministerio de Agricultura (MINAGRI), Equipo de la Unidad de Cambio Climático y Servicios Ambientales (UCCSA), Gerencia de Desarrollo y Fomento Forestal (GEDEFF) y Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2017. Estrategia Nacional de Cambio Climático y recursos Vegetacionales 2017-2025 ENCCRV Chile. 3° edición. Santiago. 244p.

Mooney, H. y Dunn, E. 1970. Photosynthetic systems of Mediterranean-climate shrubs and trees of California and Chile. *The American Naturalist*, 104(939): 447-453.

Morales, S. 2012. Estrategia de intervención para áreas de preservación pie de monte de Santiago recorrido de interpretación. Tesis de Arquitectura. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo. 93p.

Moritz, M., Batllori, E., Bradstock, R., Gill, A., Handmer, J., y Hessburg, P.. 2014. Learning to coexist with wildfire. *Nature*, 515(7525): 58-66

Mundo, I., Palazzini, D., Barotto, A., Martínez, G. y Barrera, M. 2013. Efectos del raleo y la poda sobre el crecimiento radial en *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego (Argentina). En: Actas 4° Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. 11 p.

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772):853–858

Nocentini, S., Travaglini, D. y Muys, B. 2022. Managing Mediterranean Forests for Multiple Ecosystem Services: Research Progress and Knowledge Gaps. *Current Forestry Reports* 8: 229-256

Orrego, 2021. Análisis de las respuestas de distintas coberturas arbóreas (nativas y forestales) a episodios de sequía en la zona centro-sur de Chile CENTROSUR DE CHILE (34°S - 39°S) durante los años 2000 – 2018. Memoria de Geógrafo. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de arquitectura y urbanismo. 96p.

Pardos, J. 2004. Respuesta de las plantas al anegamiento del suelo. *Revista Investigación agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 13(1): 101-107.

Parra, D. 2018. Evaluación de los patrones de mortalidad de *Quillaja saponaria* Mol. En el borde y núcleo de su distribución geográfica. Memoria de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas. 61p.

Pedersen, B. S. 1998. The role of stress in the mortality of midwestern oaks as indicated by growth prior to death. *Ecology* 79:79–93.

Peña, M., Lobos, F. y Araos, J. 2021. Assessment of the megasequía in the Province of Cachapoal, Chile, using Modis products. *Revista Geográfica De Chile Terra Australis* 57(1): 44–52.

Peña-Rojas, K., Muñoz, A., Venegas-González, A., y Roig, F. 2022. Growth responses to a megadrought in two contrasting populations of *Cryptocarya alba* and *Beilschmiedia miersii* in central Chile. *Ecosystems*, 25(7), 1773–1789.

Peñuelas, J., Filella, i., Llusà, J., Siscart, D. y Piñol, J. 1998. Comparative field study of spring and summer leaf gas exchange and photobiology of the Mediterranean trees *Quercus ilex* and *Phyllirea latifolia*. *Journal of Experimental Botany* 49: 229-239.

Peñuelas, J., Sardans, J., Estiarte, M., Ogaya, R., Carnicer, J., Coll, M., y Jump, A. 2013. Evidence of current impact of climate change on life: a walk from genes to the biosphere. *Global Change Biology*, 19(8), 2303-2338.

Peñuelas, J. y Filella, I. 2001. Responses to a warming World. *Science* 294: 793-795

Pliscoff, P. y Fuentes-Castillo, T. 2011. Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. *Environmental Conservation* 38(3): 303-311.

Pozo, A., Catenacci-Aguilera, G., y Acosta-Gallo, B. 2024. Consequences of Land Use Changes on Native Forest and Agricultural Areas in Central-Southern Chile during the Last Fifty Years. *Land*, 13(5), 610.

Rawson, H. y Gómez, H. 2001. Sección 5: Descripción de los problemas y soluciones. En: Trigo regado: Manejo del cultivo. Roma, Organización para las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO). pp. 27-89

Reis-Avila, G. y Morales, J. 2017. Lauraceae: A promising family for the advance of neotropical dendrochronology. *Dendrochronologia* 44: 103-116.

Rundel, P. 1998. Landscape disturbance in mediterranean-type ecosystem: an overview. In: Rundel, P., Montenegro, G. y Jacsic, F. Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean type ecosystems. Springer, Berlin. pp. 3–22.

Sabaté, S., Gracia, C., y Sánchez, A. 2002. Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management*, 162(1), 23-37.

Saha, S., Kuehne, C. y Bauhus, J. 2014. Intra- and interspecific competition differently influence growth and stem quality of young oaks (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.). *Annals of Forest Science* 71 , 381–393.

San Juan de Piche. 2019. Un nuevo Santuario de la Naturaleza. [En línea] <<https://www.sanjuandepiche.cl/>>. [Consultado: 25 de agosto, 2023].

Schröter D, Cramer W, Leemans R et al (2005) Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310(5752):1333–1337

Searle, J. y Rovira, J. 2008. Cambio Climático y Efectos en la Biodiversidad: el caso chileno. En: Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos. CONAMA. pp. 502-505.

Serrailler, B. 2018. Minera en la Quebrada de la Plata. *Revista Territorio Histórico* 1: 72-82.

Soto, D., y De la Barrera, F. 2018. Influence of climate change on Chile's forests and biodiversity: effects and adaptation measures. *Journal of Environmental Management*, 227, 224-237.

Stokes, M. y Smiley, T. 1968. An introduction to tree-ring dating. Chicago: University of Chicago Press. 73 p.

Suarez, M., Ghermandi, L. y Kitzberger, T. 2004. Factors predisposing episodic drought-induced tree mortality in *Nothofagus*— site, climatic sensitivity and growth trends. *Journal of Ecology*, 92: 954-966.

Suarez, M., y Kitzberger, T. 2010. Differential effects of climate variability on forest dynamics along a precipitation gradient in northern Patagonia. *J. Ecol.* 98:1023–1034.

Suarez, M., Villalba, R., Mundo, I. y Schroeder, N. 2015. Sensitivity of *Nothofagus dombeyi* tree growth to climate changes along a precipitation gradient in northern Patagonia, Argentina. *Trees*, 29 (4): 1053-1067.

Tapia, D. 2005. Propuesta de intervenciones silviculturales con fines de rehabilitación en la Quebrada de la Plata, Región Metropolitana. Memoria Ingeniero Forestal. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Santiago, Chile. 69 p.

Teiller, S., Aldunate, G., Riedemann, P. y Niemeyer, H. 2005. Flora de la Reserva Nacional Río Clarillo Guía de identificación de especies. Chile. 366 p.

Trivelli, M. 2011. Reseña de la vegetación de Chile. Chile. Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). 27p.

UICN, 2008. Los bosques mediterráneos amenazados por el cambio climático. [en línea] <https://iucn.org/es/content/los-bosques-mediterraneos-amenazados-por-el-cambio-climatico> [Consulta: 2 de octubre, 2024]

- Underwood, E., Klausmeyer, K., Cox, R., Busby, R., Morrison, S. y Shaw, M.. 2009. Expanding the global network of protected areas to save the imperiled Mediterranean biome. *Conserv Biol* 23(1):43–52.
- Valdovinos, C. 2009. El Sitio. En: Fondo de Protección Ambiental (FPA). Biodiversidad de Altos de Chicauma Patrimonio del País. Chile, Gobierno de Chile CONAMA. pp. 9-13.
- Vanoni, M., Bugmann, H., Nötzli, M. y Bigler, C. 2016. Quantifying the effects of drought on abrupt growth decreases of major tree species in Switzerland. *Ecology and Evolution*, 6 (11): 3555-3570
- Vega, L., Marcotti, E. y Amoroso, M. 2018. Variación en los patrones de crecimiento de individuos muertos de *Austrocedrus chilensis* a lo largo de un gradiente pluviométrico en el Norte de la Patagonia Andina. *Ecología Austral* 29: 208-222
- Venegas-González, Q., Roig, F., Gutiérrez, A., Peña, K. y Tomazello, M. 2018a. Efecto de la variabilidad climática sobre los patrones de crecimiento de *Nothofagus macrocarpa* en Chile Central. *Revista Bosque* 39(1): 81-93.
- Venegas-González, A., Roig, F., Gutiérrez, A., & Peña-Rojas, K. 2018b. Recent radial growth decline in response to increased drought conditions in the northernmost *Nothofagus* populations from South America. *Forest Ecology and Management*, 409, 94-104.
- Venegas-González, A., Muñoz, A., Carpintero-Gibson, S., González-Reyes, A., Schneider, I., Gípolou-Zúñiga, T., Aguilera-Betti, I. Roig, A. 2022. Sclerophyllous Forest Tree Growth Under the Influence of a Historic Megadrought in the Mediterranean Ecoregion of Chile. *Revista Ecosystems* 26(2): 344-361.
- Villalba, R., Lara, A., Boninsegna, J. y Masiokas, M. 2003. Large-Scale Temperature Changes Across the Southern Andes: 20th Century Variations in the Context of the Past 400 Years. *Revista Climatic Change* 59(1): 177-232.
- Villanueva, J., Vázquez, L., Gómez, A., Cerano, J., Aguirre, N. y Franco, O. 2016. Potencial dendrocronológico de *Juniperus monticola* Martínez en el monte Tláloc, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 39(2): 175-185.
- Villanueva, J., Martínez, A., Reyes, F. y Estrada, J. 2020. Reconstrucción de precipitación y temperatura con anillos de crecimiento anual del ciprés *Taxodium mucronatum* (Taxodiaceae) en Coahuila, México. *Revista de Biología Tropical* 69(1): 302-316.

Wigley, T., Briffa, K. y Jones, P. 1984. On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 23: 201-213.

Zambrano, F. 2023. Four Decades of Satellite Data for Agricultural Drought Monitoring throughout the Growing Season in Central Chile. En: Singh, V., Jhajharia, D., Mirabbasi, R. y Kumar, R. *Integrated Drought Management, Two Volume Set* (pp.1200). 1° edición. Estados Unidos. CRC press. Pp

Zang, C. y Bioindi, F. 2015. Treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography*, 38(4), 431-436.

Zavala, M., Zamora, R., Pulido, F., Blanco, J., Imbert, J., Marañón, T., Castillo, F. y Valladares, F. 2008. Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo. En: Valladares, F. *Ecología del Bosque Mediterráneo en un mundo cambiante*, 2° edición. España, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. pp. 511-532.

Zeileis, A., Kleiber, C., Krämer, W. y Hornik, K. 2003. Testing and dating of structural changes in practice. *Computational Statistics & Data Analysis*, 44(1-2), 109-123

Zhang, J., Zhao, J., Cheng, R., Ge, Z. y Zhang, Z. 2022. Effects of Neighborhood Competition and Stand Structure on the Productivity of Pure and Mixed *Larix principis-rupprechtii*. *Forests* 13(8).