

Evaluación en árboles de *Peumus boldus* después de 10 años desde la cosecha: Respuesta en un escenario de megasequía

Evaluation in *Peumus boldus* trees after 10 years since the harvest:
Response in a megadrought scenario

Rodrigo Gangas ^{**,} Sergio Donoso ^{*,} Claudia Espinoza ^{*,}
Alejandro Riquelme ^{*,} Miguel Quintanilla ^{*,} Karen Peña-Rojas ^{*,}

* Autor de correspondencia: ^a Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Laboratorio de Bosques Mediterráneos, Santiago, Chile, tel.: +56 229785721, rogangas@uchile.cl

SUMMARY

Peumus boldus (boldo) is an important tree in the mediterranean forests of central Chile. Its leaves are valued for their essential oils and alkaloids. Historically, and in various sectors, the harvest of boldo leaves has exceeded natural production. Additionally, the megadrought that has affected these forests since 2010 is seen as a threat. Therefore, it is necessary to determine sustainable harvest levels for the management of natural boldo stands. The objective of the study was to evaluate the recovery of boldo trees harvested in 2011 in the Metropolitan Region of Chile. The study was carried out in trees that had experienced partial harvest, total harvest, and no harvest. Pre-dawn and noon water potential, chlorophyll fluorescence, and growth were evaluated. After 8 years there were still differences between the treatments, where higher harvest intensity implied better water condition of the trees. Between 2011 and 2021, partially and fully harvested trees recovered an average of 10.7 % and 24.2 % of their initial biomass, respectively. The trees without harvest had an average loss of 0.9 % compared to the initial biomass recorded in 2011. The reduction of above-ground biomass has accelerated since 2019. In the megadrought scenario, it is expected that growth of boldo trees will be lower than that reported so far. Due to climatic conditions in central Chile, it is necessary to review the harvesting methods and periodicity currently used for boldo.

Keywords: *Peumus boldus*, biomass, harvest, water response, megadrought.

RESUMEN

Peumus boldus (boldo) es un árbol importante en los bosques mediterráneos de Chile central. Sus hojas son valoradas por sus aceites esenciales y alcaloides. Históricamente, y en varios sectores, la cosecha de hojas de boldo ha sido superior a la producción natural. Adicionalmente, la megasequía que afecta a estos bosques desde el año 2010 se visualiza como una amenaza. Por lo tanto, es necesario determinar niveles de cosecha sustentables para el manejo de formaciones naturales con boldo. El objetivo del estudio fue evaluar la recuperación de boldos cosechados en el año 2011, en la Región Metropolitana de Chile. El estudio se efectuó en árboles (cepas) con cosecha parcial, total, y sin intervención. Se evaluaron las respuestas: hídricas, de fluorescencia de las clorofilas, y de crecimiento. Después de 8 años aún había diferencias entre los tratamientos, donde una mayor intensidad de corta implicó una mejor condición hídrica de las cepas. Entre los años 2011 y 2021, las cepas con cosecha parcial y total recuperaron en promedio el 10,7 % y 24,2 % de su biomasa inicial, respectivamente. Las cepas sin intervención tuvieron una pérdida promedio de 0,9 % respecto a la biomasa inicial registrada en el 2011. La reducción de la biomasa aérea ha sido más acelerada desde el año 2019. Bajo el escenario de megasequía es de esperar que el crecimiento en boldo sea aún más reducido que el reportado hasta ahora. Las condiciones climáticas en Chile central establecen la necesidad de revisar los métodos y periodicidad de cosecha actualmente ocupados para boldo.

Palabras clave: *Peumus boldus*, biomasa, cosecha, respuesta hídrica, megasequía.

INTRODUCCIÓN

Peumus boldus Mol. (boldo), es una de las especies forestales de mayor potencial para la obtención de productos forestales no madereros (PFNM) en la región mediterránea de Chile central. Corresponde a una especie arbórea en-

démica de Chile, inserta en el bosque esclerófilo. Actualmente, el principal producto que se extrae es la hoja, usada como infusiones, con fines terapéuticos, o como materia prima para la extracción de alcaloides y aceites esenciales. Desde principios del siglo XX este producto se ha extendido en el mercado nacional y su exportación ha crecido en

los mercados del mundo (Benedetti y Barros 2018, Poblete 2022). Es un valioso recurso para el desarrollo productivo rural, de gran valor patrimonial y económico, siendo necesarios la investigación y el desarrollo de opciones para su utilización sostenible.

Actualmente, la prescripción silvícola autorizada indica la extracción de un máximo de 35 % del área basal del rodal, donde se puede volver a cosechar nuevamente la misma superficie después de cinco años (Decreto N° 259, correspondiente al reglamento técnico del decreto ley 701 – artículo 24). Históricamente, boldo ha sido sometido a una demanda superior a su capacidad de producción natural, aun cuando esta extracción sea legal. Normalmente, por la facilidad de cosecha, se vuelven a intervenir los árboles (cepas) previamente cosechados, permitiendo obtener los productos de forma más rápida y a un menor costo. Sin embargo, no hay antecedentes asociados a la base ecológica y criterios técnicos productivos que sustenten esta práctica (Donoso *et al.* 2015). Desde el ámbito económico, acortar el período de rotación y aprovechar la buena capacidad de rebrote del boldo significa incrementar y optimizar los ingresos, pero poniendo en riesgo la producción para futuras cosechas (Pinilla y Parra 2011, Donoso 2013). Para las formaciones con boldo, la sobreexplotación ha aumentado el riesgo de agotar el recurso, provocando cambios importantes en la composición y estructura de las poblaciones naturales de la especie (Benedetti y Barros 2018). En este contexto, en los últimos años se han hecho trabajos que muestran una baja capacidad de recuperar la biomasa cosechada en el corto plazo, por corresponder a una especie de crecimiento lento y que se desarrolla en ambientes con una marcada restricción hídrica estival. Algunas proyecciones muestran que, a nivel de cepa, un período de corta de 5 años es insuficiente para recuperar los niveles de biomasa iniciales (Donoso 2013, Donoso *et al.* 2015).

Por otra parte, la megasequía en Chile central es otro desafío al que se enfrenta el manejo del boldo. Hace más de una década, las proyecciones del IPCC (2007) identificaban a los ecosistemas mediterráneos entre los más vulnerables y que estos llegarían a experimentar los impactos ecológicos más severos. Diferentes estudios alrededor del mundo han reportado el aumento de los procesos de decaimiento en bosques mediterráneos, como reducción del crecimiento, pérdida de vigor vegetativo, defoliación o mortalidad, asociados con procesos de sequía y a la ocurrencia de temperaturas estivales extremas (Peñuelas *et al.* 2004, Bussoti *et al.* 2014, Hartmann *et al.* 2018, Fettig *et al.* 2019, Sánchez y Camarero 2020, Miranda *et al.* 2020, Urrutia *et al.* 2021, Venegas-González *et al.* 2022). En Chile, desde el año 2010 ha estado ocurriendo la sequía más prolongada desde que existen registros, afectando principalmente el territorio de la zona central del país, entre las regiones de Coquimbo y la Araucanía.

En este escenario, se requiere buscar opciones de aprovechamiento sustentable que permitan compatibilizar la

conservación de la especie en el contexto climático actual y futuro, con las necesidades sociales y económicas que existen en el ámbito industrial y rural (Benedetti y Barros 2018). En este sentido, es necesario determinar estándares sustentables para la extracción de hojas de *P. boldus* (Donoso 2013, Donoso *et al.* 2015). Obtener información al respecto permitirá direccionar el manejo de la especie con fines de conservación y aprovechamiento sostenible.

El presente estudio tiene el objetivo de evaluar la capacidad de recuperación de boldos cosechados en el año 2011, cuyos resultados iniciales (primeros tres años desde la intervención) fueron publicados por Donoso *et al.* (2015). Se establece como hipótesis que las cepas de boldo intervenidas hace 10 años, bajo un sistema intensivo de cosecha, aún no logran recuperarse en términos de área basal y biomasa aérea, y su condición hídrica, medida a través del potencial hídrico foliar (Ψ), es mejor que la alcanzada por las cepas sin intervención (control). Se discute sobre el impacto que ha tenido la megasequía de Chile central en los boldos estudiados y como esto repercutiría en el manejo actual aplicado a *P. boldus*.

MÉTODOS

Las evaluaciones se hicieron en el año 2019 y 2021, en el fundo Loleo (33° 26' S y 71° 16' O), situado en la provincia de Melipilla, comuna de María Pinto, en la Región Metropolitana de Chile. El área de estudio se inserta en un clima mediterráneo semiárido, caracterizado por presentar una fuerte estacionalidad, con precipitaciones concentradas principalmente en invierno, y un periodo con baja disponibilidad hídrica del suelo y elevadas temperaturas durante el verano. Presenta una precipitación media anual de 358,3 mm (considerando los últimos 30 años) y un periodo seco de siete a ocho meses. Como describe Donoso *et al.* (2015), el suelo corresponde a un alfisol (serie Lo Vásquez, Ultic Haploxeralfs), originado a partir de material granítico, y presenta una estructura franco arcillo arenosa en superficie y arcillosa en profundidad, con un contenido de gravilla de cuarzo que se incrementa en profundidad. El lugar presenta pendientes menores a 10 %, con una cobertura arbórea sobre el 70 %, un diámetro medio cuadrático de 3,7 cm por vástago para la especie *P. boldus*, y una estimación de 1.363 árboles (cepas) ha⁻¹ y 9.482 vástagos ha⁻¹ (Donoso 2013). No han ocurrido incendios o quemas en el lugar durante el periodo de evaluación, y la presencia de ganado es poco frecuente (ganadería extensiva), siendo principalmente del tipo vacuno y equino.

En el período estival del año 2011 se establecieron tres parcelas de 2.500 m², en las que se identificaron e individualizaron las especies arbóreas presentes. Se midió el diámetro a 1,3 m (DAP; cm) de todos los vástagos en cada cepa (Donoso *et al.* 2015). Posteriormente, ese mismo año (2011), el bosque fue intervenido según la prescripción silvícola autorizada para la cosecha de hojas de *P. boldus*: dos parcelas fueron cosechadas y uno permaneció sin intervención.

Del total de boldos, se seleccionaron 23 cepas de diferentes tamaños (de 3 a 18 vástagos cepa⁻¹ y un área basal (G) entre 10 a 220 cm² cepa⁻¹). El diseño del estudio incluyó tres tratamientos sobre las cepas: cosecha total de vástagos (n = 6 cepas), cosecha parcial, con extracción aproximada del 50 % del área basal de la cepa (n = 6 cepas), y sin intervención (control) (n = 11 cepas). Las 11 cepas control poseían similares características en cantidad de vástagos y área basal que las cepas intervenidas.

En el año 2019 y 2021 se hicieron evaluaciones de variables hídricas, de la fotosíntesis a través de la fluorescencia de las clorofilas, y de crecimiento y distribución de biomasa.

Evaluación de variables hídricas. En el año 2019 y 2021, al final del verano (mes de abril), se midió el potencial hídrico foliar (Ψ) a pre-alba y al mediodía de las cepas seleccionadas, empleando una ramilla con hojas completamente desarrolladas de un vástago adulto. Para ello se usó una cámara de presión tipo Scholander (PMS Instruments, Model 1.000, USA).

Cada ramilla fue pesada en una balanza de precisión para obtener su peso fresco (Pf). Luego la ramilla fue hidratada en agua destilada durante 24 horas, en condiciones de oscuridad a 4 °C, para obtener su peso hidratado (Ph). Finalmente, esta ramilla fue secada en una estufa de aire forzado a 65 °C hasta alcanzar un peso constante, y obtener su peso seco (Ps). Los pesos antes mencionados fueron utilizados para el cálculo del contenido hídrico relativo foliar (CHR %) mediante [1]:

$$\text{CHR \%} = [(Pf - Ps) / (Ph - Ps)] \times 100 \quad [1]$$

Evaluación de la fotosíntesis a través de la fluorescencia de las clorofilas. La respuesta del fotosistema II (PSII) fue monitoreada simultáneamente con la respuesta hídrica en las 23 cepas seleccionadas, mediante el rendimiento cuántico máximo del PSII (Fv / Fm) medido a pre-alba. Al igual que en el estudio de Donoso *et al.* (2015), la cuantificación de los parámetros de fluorescencia de las clorofilas se hizo con un fluorímetro modulado portátil Mini-PAM (Photosynthesis Yield Analyser, Walz, Effeltrich, Alemania) con el método descrito por Peña-Rojas *et al.* (2004) y Fleck *et al.* (2010).

Evaluación del crecimiento y acumulación de biomasa. El monitoreo del crecimiento diametral en las 23 cepas seleccionadas se hizo en la misma sección de los vástagos remanentes, (marcados a la altura del DAP), y que fueron medidos en años anteriores (2012-2013). Se midieron todos los vástagos mayores a 1 cm de DAP y se marcaron para futuras mediciones. Se calculó el área basal (G) de cada vástago en los árboles seleccionados mediante [2]:

$$G = [\pi / 4] \times \text{DAP}^2 \quad [2]$$

Además, en dos secciones de la cepa (norte y sur) se contabilizaron los rebrotes para estimar la cantidad por cepa (vástagos menores a 1 cm de DAP o menores a 1,3 m de altura). En cada rebrote se midió el diámetro a la altura del cuello (DAC; mm).

La biomasa aérea de cada vástago remanente y cepa, fue estimada con el modelo propuesto por Donoso y Durán (2007). La biomasa de rebrotes fue estimada para todos los casos según el modelo propuesto por Donoso *et al.* (2015) ($R^2 = 0,94$), donde el peso seco total (PST; kg) es [3]:

$$\text{PST (kg)} = [0,018 + 0,0016 \times \text{DAC}^2 \text{ (mm)}]^2 \quad [3]$$

Se hizo un análisis de la varianza (ANDEVA) de medidas repetidas para comparar las respuestas entre los distintos tratamientos, analizando: (i) respuesta hídrica y (ii) crecimiento. La respuesta del fotosistema II (PSII) fue analizada mediante un ANDEVA según tratamiento. Las diferencias detectadas entre medias se analizaron con una prueba de comparaciones múltiples de Tukey ($P < 0,05$). Los resultados se compararon con los registros reportados por Donoso *et al.* (2015).

RESULTADOS

Evaluación de variables hídricas. Para el año 2019 las cepas cosechadas tendieron a presentar una mejor condición hídrica que las cepas no cosechadas, siendo significativamente mejor en el tratamiento con cosecha total (es decir, menor presión (Mpa); valores de Ψ más cercanos a cero) (pre-alba $F = 25,66$; $P < 0,01$; mediodía $F = 36,6$; $P < 0,01$). En el año 2021 se observó una mejora en la condición hídrica de los árboles evaluados respecto al 2019, sin presentar diferencias significativas en el potencial hídrico foliar (Ψ) entre los distintos tratamientos (figura 1).

Evaluación de la fotosíntesis a través de la fluorescencia de las clorofilas. Los rendimientos cuánticos máximos del PSII (Fv / Fm) a pre-alba del año 2019, fueron significativamente menores respecto a los obtenidos el año 2013 ($F = 12,4$; $P = 0,002$). En el año 2021 todavía se registraron valores menores que en el año 2013, aunque las cepas control aumentaron el rendimiento cuántico respecto al año 2019, sin presentarse diferencias significativas con las cepas intervenidas. Cuando se analizan los valores de Fv / Fm entre tratamientos, según año de evaluación, se obtuvo que el tratamiento sin intervención (control) fue significativamente inferior frente a ambos tipos de intervención, para el año 2012 (a 1 año desde la cosecha) y el año 2019 (a 8 años desde la cosecha), con valores promedios de 0,69 y 0,65 respectivamente (figura 2).

Evaluación del crecimiento y acumulación de biomasa. El área basal (G) de las cepas con cosecha parcial presentó un incremento promedio de 2,3 % en el periodo 2011 - 2021.

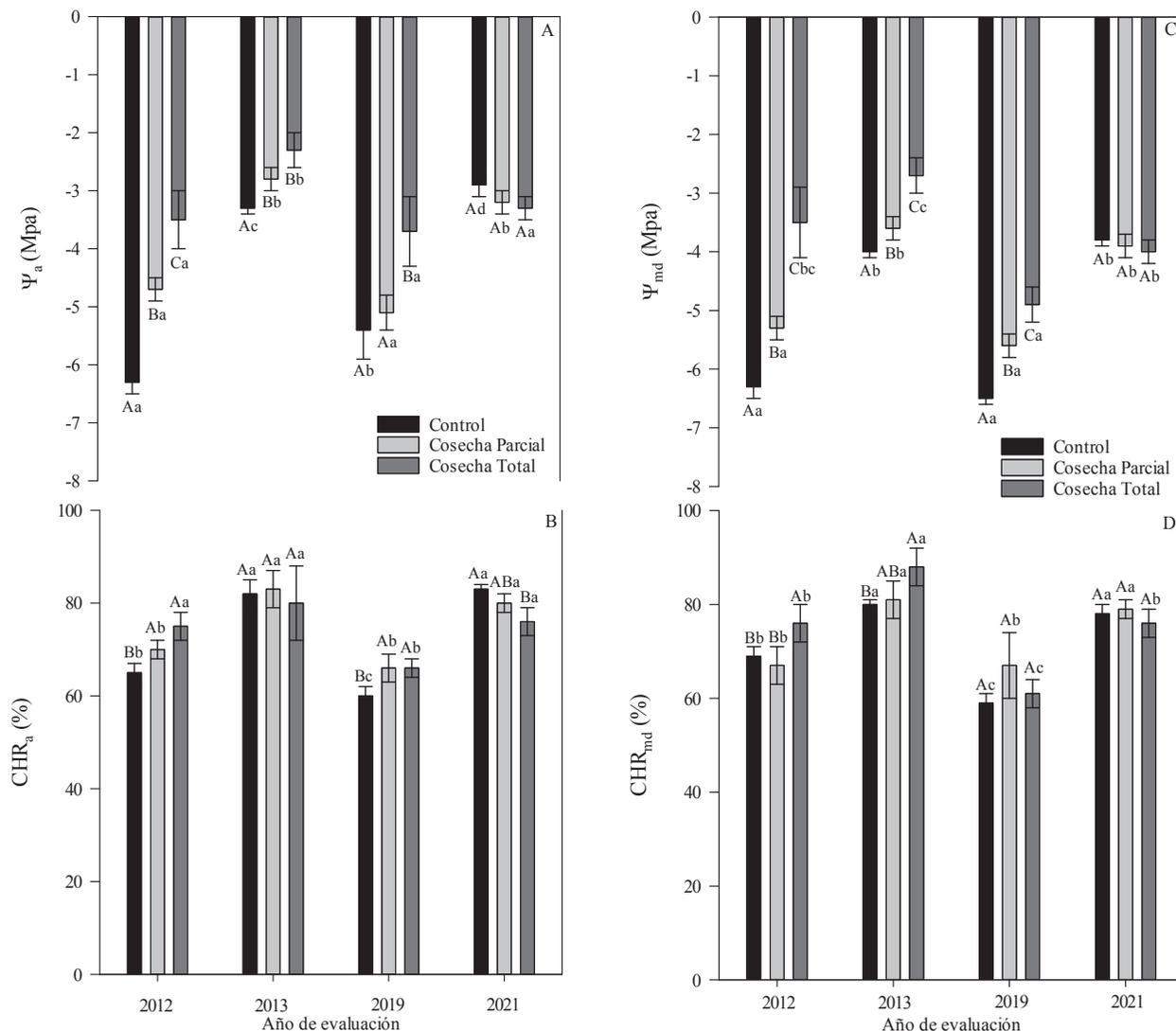


Figura 1. Efecto de diferentes tratamientos de corta en cepas de *Peumus boldus* sobre la condición hídrica (pre-alba y mediodía), en el verano de cuatro años de evaluación. A) Potencial hídrico (Ψ_a , Mpa) a pre-alba. B) Contenido hídrico relativo (CHR_a %) a pre-alba. C) Potencial hídrico (Ψ_{md} , Mpa) al mediodía y D) Contenido hídrico relativo (CHR_{md} %) al mediodía. Barra vertical indica el error estándar de la media. Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos y las minúsculas entre años de evaluación en un mismo tratamiento ($P < 0,05$).

Effect of different harvest treatments applied to *Peumus boldus* trees on water conditions (pre-dawn and noon in summer), over four years of evaluation. A) Water potential (Ψ_a , Mpa) at pre-dawn. B) Relative water content (CHR_a %) at pre-dawn. C) Water potential (Ψ_{md} , Mpa) at noon, and D) Relative water content (CHR_{md} %) at noon. Vertical bars indicate standard errors. Capital letters indicate significant differences among treatments and lowercase letters indicate the differences among years of evaluation of the same treatments ($P < 0.05$).

Específicamente, desde el año 2019 hasta el 2021 hubo una pérdida promedio en G de $5,6 \text{ cm}^2 \text{ cepa}^{-1}$ (cuadro 1). En el caso de las cepas con cosecha total, se presentó un incremento promedio de $6,5 \%$ en el $G \text{ cepa}^{-1}$, en el período 2011-2021. En ambos tratamientos con intervención (parcial y total), hubo una cantidad reducida de rebrotes que lograron obtener el diámetro mínimo para ser integrados en el cálculo del área basal.

Respecto al tratamiento control, se observó la presencia de vástagos muertos, lo que se traduce en una pérdi-

da del área basal y biomasa en algunas cepas. En el año 2021, de las 11 cepas control evaluadas, seis presentaron una reducción del área basal respecto a lo registrado en el año 2011, estimándose una pérdida promedio de $6,7 \%$ en el $G \text{ cepa}^{-1}$, durante el período 2011 - 2021. Si bien existieron diferencias en este tratamiento, estas no fueron significativas ($F = 0,05$; $P > 0,05$). Específicamente, desde el año 2019 hubo una reducción del área basal, alcanzando en la última medición un promedio de $69,5 \text{ cm}^2 \text{ cepa}^{-1}$ (cuadro 1).

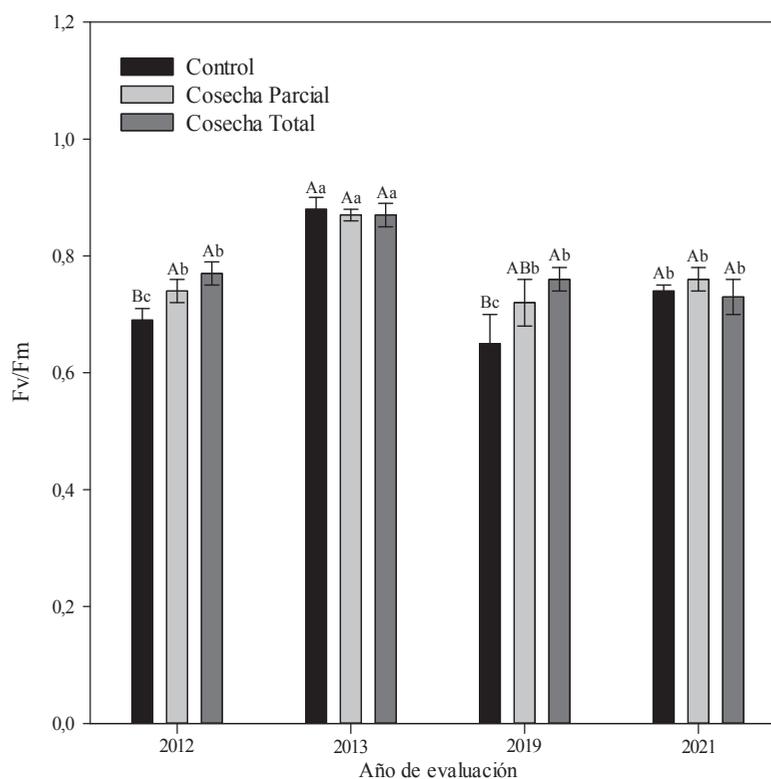


Figura 2. Respuesta de diferentes tratamientos de corta en cepas de *Peumus boldus* sobre el rendimiento cuántico máximo (PSII) de la fluorescencia a pre-alba, en el verano de los años 2012, 2013, 2019 y 2021. Barra vertical indica el error estándar de la media. Las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos y las minúsculas entre años de evaluación en un mismo tratamiento ($P < 0,05$).

Response of different harvest treatments applied to *Peumus boldus* trees on maximum quantum yield (PSII) of the fluorescence at pre-dawn, in the summer of 2012, 2013, 2019 and 2021. Vertical bars indicate standard errors. Capital letters indicate significant differences among treatments and lowercase letters among years of evaluation in the same treatments ($P < 0.05$).

Cuadro 1. Área basal ($G; cm^2 cepa^{-1}$) en cepas de *Peumus boldus* bajo diferentes tratamientos de corta, en cuatro momentos de evaluación. Los valores corresponden a medias \pm error estándar. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre años de evaluación en un mismo tratamiento (* = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$; ns = no significativo).

Basal area ($G; cm^2 cepa^{-1}$) in *Peumus boldus* trees under different cutting treatments, over four evaluations. Values correspond to mean \pm standard error. Different letters indicate significant differences among years of evaluation of the same treatments (* = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$; ns = no significant).

Momento	Tratamientos		
	Control	Cosecha Parcial	Cosecha Total
2011 (pre-cosecha)	74,5 \pm 18,0 a	49,6 \pm 10,7 b	101,4 \pm 31,5 b
2011 (post-cosecha)	74,5 \pm 18,0 a	24,1 \pm 6,1 a	0,0 \pm 0,0 a
2019	80,4 \pm 20,5 a	30,9 \pm 7,7 ab	5,1 \pm 2,6 a
2021	69,5 \pm 20,7 a	25,3 \pm 6,2 ab	6,6 \pm 3,0 a
<i>F</i>	0,05	2,21	9,35
<i>Momento (P)</i>	ns	ns	***

En los árboles intervenidos se registró un promedio de 20 (± 6) y 18 (± 4) rebrotes / cepa, para los años 2019 y 2021 respectivamente. En contraste, las cepas control presentaron una media de 7 (± 4) y 11 (± 1) rebrotes / cepa, en los años 2019 y 2021, respectivamente. La cantidad de rebrotes por cepa y su respectiva biomasa estimada tendió a ser superior en cepas cosechadas (figura 3).

En términos de biomasa acumulada, 10 años después de la intervención, las cepas con cosecha parcial y total recuperaron el 10,7 % y 24,2 % de su biomasa inicial registrada en el año 2011, respectivamente. Las cepas control (sin intervención) tuvieron una pérdida de 0,9 % respecto a la biomasa inicial en el año 2011. Desde el año 8 (2019) se observó una reducción de la biomasa aérea en cepas control y cosechadas parcialmente (figura 4).

Las proyecciones lineales de crecimiento en los primeros años de evaluación ($R^2 > 0,95$), basadas en el incremento medio (variación) de la biomasa entre 2011 y 2013, indicaban que las cepas con cosecha parcial necesitarían en promedio 10 (± 9) años para recuperar la biomasa extraída; mientras que las cepas con cosecha total, debido al rápido crecimiento inicial de los rebrotes, necesitarían en promedio 22 (± 18) años (Donoso 2013). Sin embargo, el presente estudio muestra que después de 10 años desde la intervención, los árboles con intervención parcial no lograron recuperarse, alcanzando una acumulación de biomasa menor a la esperada (figura 4). Considerando el incremento medio de la biomasa en los últimos 10 años, una nueva proyección indica que la recuperación de la biomasa extraída en cepas cosechadas (parcial o totalmente)

no ocurriría antes de los 40 años, si se mantiene el escenario de megasequia de la última década.

DISCUSIÓN

Variables hídricas. Hubo una mejora en la condición hídrica de los árboles en los primeros años después de la cosecha. El raleo de la cepa tiene efectos positivos en los árboles porque al disminuir la biomasa aérea también aumenta la disponibilidad de agua, luz y nutrientes para los individuos remanentes (Bréda *et al.* 1995, Donoso *et al.* 2015). Después de 8 años, aún fue posible observar diferencias entre los tratamientos, donde una mayor intensidad de cosecha implicó una mejor condición hídrica de los árboles. En vivero, se ha demostrado que boldo es capaz de realizar ajuste elástico durante la restricción hídrica, que permite a las paredes celulares ajustarse al nuevo volumen de agua y así mantener el turgor celular a pesar de la significativa disminución del CHR (Peña-Rojas *et al.* 2018b). Sin embargo, los valores de Ψ , de hasta -6,5 MPa al mediodía y 60 % de CHR en el año 2019, mostraron que los individuos estaban experimentando un estrés severo, coincidiendo con la muerte de vástagos en algunos árboles, sobre todo en las cepas control. En este sentido, se ha planteado que los árboles de mayor tamaño son los más afectados por la sequía debido a que los conductos del xilema son más gruesos y es más fácil que se produzcan embolias en esas condiciones (Bennet *et al.* 2015, Olson *et al.* 2018, Stovall *et al.* 2019). La tendencia observada en el año 2021, donde las cepas control presentaron una leve mejoría en la condición hí-

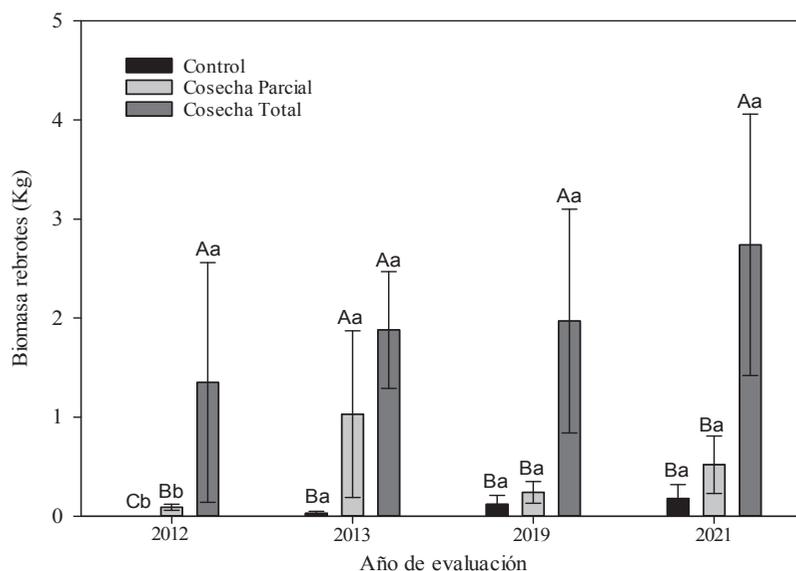


Figura 3. Biomasa de rebrotes de *Peumus boldus* bajo diferentes tratamientos de corta en cuatro años de evaluación. Barra vertical indica el error estándar de la media. Las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos y las minúsculas entre años de evaluación en un mismo tratamiento ($P < 0,05$).

Peumus boldus sprouts biomass under different treatments of cutting over four years of evaluation. Vertical bars indicate standard errors. Capital letters indicate significant differences among treatments and lowercase letters among years of evaluation of the same treatments ($P < 0,05$).

drica, podría explicarse por la reducción de biomasa aérea después de 2019, y un aumento de la precipitación en el invierno de 2020 respecto a lo ocurrido en el 2018. Aunque la respuesta hídrica del año 2021 fue similar a la del 2013,

con registros más favorables, la tendencia en la localidad es hacia una reducción de las precipitaciones en 30 años, que muestran una disminución media de al menos 29 % desde el año 2010 y 41 % desde el año 2017 (figura 5).

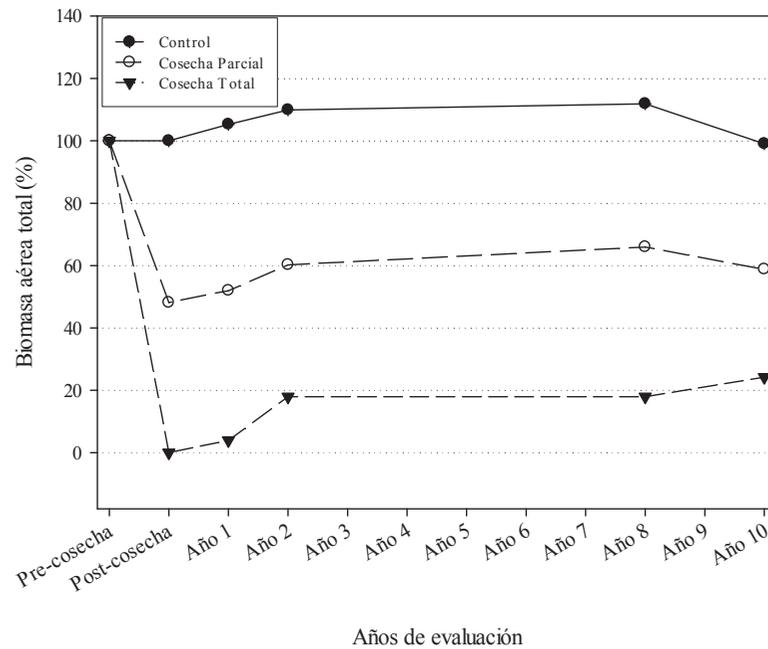


Figura 4. Acumulación de la biomasa aérea de *P. boldus* en cepas cosechadas y no cosechadas después de 10 años desde la intervención.
Peumus boldus above-ground biomass accumulation in harvested and unharvested trees 10 years after the intervention.

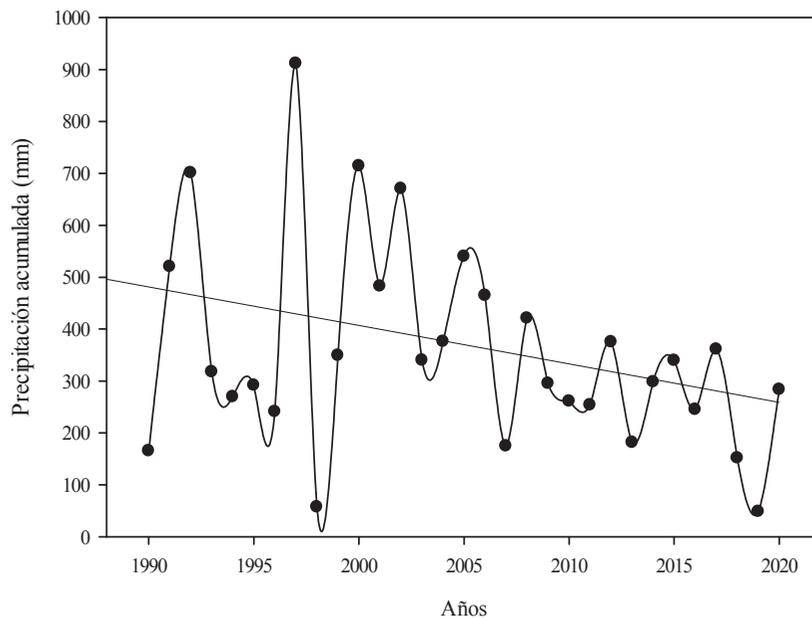


Figura 5. Precipitación acumulada anual entre 1990 y 2020 en Ibacache Alto / Mallaauco, María Pinto.
 Annual accumulated precipitation between 1990 and 2020 in Ibacache Alto / Mallaauco, María Pinto

Fotosíntesis. En condiciones normales, la mayoría de las plantas superiores posee un F_v / F_m a pre-alba óptimo cercano a 0,83 (Maxwell y Johnson 2000, Peña-Rojas *et al.* 2004, Peña-Rojas *et al.* 2018a). Para los boldos medidos, en el año 2012, 2019 y 2021 los valores registrados fueron menores a 0,8 (figura 2), indicando que hubo un daño leve de los fotosistemas y que no lograban recuperarse durante la noche (leve fotooxidación) (Peña-Rojas *et al.* 2004, Fleck *et al.* 2010). En los años 2012 y 2019 las cepas más afectadas fueron las no intervenidas, presentando menor capacidad fotosintética por una mayor fotooxidación, estimadas como F_v / F_m a pre-alba, y fue concordante con los potenciales hídricos más negativos. Incluso, los rendimientos cuánticos máximos del PSII del año 2019 fueron menores a los encontrados por Donoso *et al.* (2015), después del primer año de la intervención. Estos resultados indicarían que en ese periodo el PSII no fue capaz de recuperarse del daño ocasionado por las condiciones de estrés. Efectos similares han sido observados por otros investigadores en especies mediterráneas, mencionando que, bajo condiciones de déficit hídrico, la fotosíntesis puede ser afectada por una reducción en la actividad del PSII y en las reacciones de transferencia de electrones (Peña-Rojas *et al.* 2004, Fleck *et al.* 2010, Ceacero *et al.* 2012, Flexas *et al.* 2014, Peña-Rojas *et al.* 2018a). El F_v / F_m muestra que los árboles se encontraban en mejores condiciones hídricas el verano de 2013 y 2021, que durante el verano de 2019. La cosecha tendió a mejorar la condición hídrica de las cepas, que a su vez tuvieron una mejor respuesta fotosintética que las cepas no cosechadas, observado por lo menos hasta 8 años después de la corta. Sin embargo, esto no garantiza su sobrevivencia en periodos prolongados de estrés hídrico (Venegas-González *et al.* 2022), ya que los valores de F_v / F_m a pre-alba indican que siguió ocurriendo fotooxidación a pesar de la mejora hídrica.

Crecimiento y distribución de biomasa. Respecto a los rebrotes (vástagos menores a 1 cm de DAP o menores a 1,3 m de altura), la menor cantidad de estos en las cepas control puede explicarse por la alta densidad de vástagos en el bosque, lo que no permitiría la aparición de nuevos brotes por falta de luz, espacio y/o nutrientes. Después de 10 años desde la intervención, la cantidad de rebrotes por cepa tendió a ser mayor en cepas cosechadas. Esto confirma lo indicado por diferentes autores, quienes mencionan que una mayor intensidad de cosecha, aparte de generar una modificación brusca de la estructura del bosque, genera una respuesta más rápida en la aparición de nuevos brotes en las cepas (Pinilla y Parra 2011, Donoso *et al.* 2015). Naturalmente, el crecimiento de los rebrotes en el tiempo reduce la entrada de luz al sistema y posteriormente comienza un proceso de competencia y “auto-raleo”, donde solo unos pocos llegan a convertirse en vástagos adultos (Del Tredici 2001, Donoso *et al.* 2015). Esto explicaría la menor cantidad de rebrotes y la disminución del peso seco total en algunas cepas respecto a los primeros años de evaluación.

En el año 2021 se observó la tendencia de aumento en la cantidad de rebrotes en cepas control, causado posiblemente por la muerte de vástagos que presentaron un promedio de 3,2 cm de DAP, donde el 35 % estuvo entre 4 y 6 cm de DAP. Este suceso provocó la apertura del dosel y la entrada de más luz que, sumado a un aumento en las precipitaciones durante el año 2020, mejoró la condición hídrica de las cepas.

Los valores de biomasa producidos concuerdan con los datos para la especie y localidad expuestos en Donoso (2013) y Donoso *et al.* (2015). Un hecho relevante es la pérdida de área basal y biomasa en algunas cepas debido a la mortalidad de vástagos adultos, especialmente después de marzo de 2019. Se destaca este como un año importante, en que la sequía ocurrió después de la década más seca del último milenio, y donde algunas poblaciones de árboles en el bosque esclerófilo empezaron a morir (Venegas-González *et al.* 2022). A nivel local, fue el año más seco de los últimos 30 años, con una precipitación acumulada anual de 48,4 mm (figura 5). Según las características de los ejemplares, tanto los valores de potencial hídrico, como el rendimiento cuántico de la fotosíntesis y la muerte de vástagos adultos, se relacionaría directamente a la restricción hídrica asociada a la megasequía que afecta a Chile central.

En diferentes partes del mundo se ha documentado el deterioro y mortalidad en los bosques a causa de la escasez de precipitaciones y el aumento de temperaturas (Shifley *et al.* 2006, Bussotti *et al.* 2014, Hartmann *et al.* 2018). Por ejemplo, en Chile, se encontró que en *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst., un déficit de 34,8 % en la precipitación se traduce en un 17,6 % y 28,8 % de disminución en el crecimiento anual corriente en árboles aislados y en competencia, respectivamente (Corvalán y Hernández 2019). Para *Cryptocarya alba* (Molina) Looser y *Beilschmiedia miersii* (Gay) Kosterm, dos especies arbóreas que comparten hábitats con *P. boldus* en el bosque esclerófilo, se ha registrado que la reducción del crecimiento está influenciada principalmente por el déficit hídrico y las precipitaciones de invierno-primavera (Venegas-González *et al.* 2022).

El aumento de las temperaturas, en conjunto con el déficit hídrico ocasionado por la escasez de precipitaciones, inhiben directa e indirectamente el crecimiento y desarrollo de los árboles. Bajo estas condiciones, las plantas cierran sus estomas para controlar la transpiración, lo que provoca una reducción en la generación de carbohidratos y la absorción de nutrientes a través de las raíces. Estos efectos producen una disminución de la productividad de las plantas. Por otra parte, a medida que aumenta la temperatura, la respiración y el metabolismo en general de las plantas se incrementa, por lo que disminuye la acumulación de reservas, las que son necesarias para iniciar el crecimiento durante la temporada siguiente (Deslauriers *et al.* 2014). Destaca el proceso de fotorrespiración, donde se libera la energía fotoquímica para proteger a la hoja de la fotooxidación (Kozaki y Takeba 1996), pero provocando

una disminución de los productos fotosintéticos (Mosquera *et al.* 1999). Si con la respiración se consumen las reservas de carbono, el bosque puede perder su estructura, e incluso llegar a episodios de mortalidad si el consumo de las reservas de algunos individuos es total (Peñuelas *et al.* 2004), lo que podría estar ocurriendo en los boldos evaluados. Además, la mortalidad o los daños por una sequía severa provocan un agotamiento de las reservas de carbono que puede durar varios años después del episodio de sequía. Y si las sequías son más frecuentes e intensas, es muy probable que exista una pérdida progresiva de resiliencia en los árboles o bosques afectados (Galiano *et al.* 2012). Aunque se ha indicado que boldo presenta mecanismos fisiológicos de tolerancia a la deshidratación que le permite sobrellevar este estrés (Peña-Rojas *et al.* 2018b), bajo el escenario de megasequía y aumento de las temperaturas ambientales se espera que el crecimiento en estos árboles sea aún más reducido de lo que se ha reportado hasta ahora.

Después de 10 años de efectuadas las intervenciones, se observó que las mismas cepas estudiadas por Donoso *et al.* (2015) aún no recuperaban su biomasa aérea inicial. Aunque la generación explosiva de rebrotes al inicio permitió acelerar el período de recuperación respecto al producto cosechado, esto no se mantuvo constante en el tiempo. Así, no se observó una recuperación de la biomasa en un período de 5 años, tiempo considerado legalmente para volver a intervenir las cepas de *P. boldus*. La evaluación durante una década permitió evaluar el crecimiento y, además, integrar el efecto de la competencia entre los rebrotes de la cepa. Considerando que los individuos estudiados presentan características de aquellos que habitualmente son intervenidos, las primeras proyecciones bajo supuestos de crecimiento constante mostraban que se necesitaban al menos 10 años para recuperar la biomasa extraída en cepas cortadas parcialmente (Donoso 2013). Otros sistemas de cosecha establecen una rotación de 15 a 18 años, con diferentes intervenciones durante ese periodo, que permitirían la recuperación de la biomasa (González 2021). Las diferentes respuestas de boldo a la cosecha, en términos de área basal y biomasa aérea, pueden estar relacionadas con la edad de las cepas, la biomasa aérea inicial, la disponibilidad de luz, el tipo de ganado y su presencia en el territorio, el estado hídrico de los ejemplares, la calidad del sitio o las condiciones ambientales del momento. Para integrar todas estas variables en el análisis aún es necesario comparar la respuesta a escala de rodal, y evaluar si el comportamiento observado se repite a nivel de superficie cosechada.

Por otra parte, se reconoce a *P. boldus* como una especie de crecimiento lento (Toral *et al.* 1988, Pinilla y Parra 2011, Donoso 2013, Donoso *et al.* 2015, González 2021). Aunque los valores de incremento medio anual observados por diferentes autores evidencian una gran heterogeneidad entre las poblaciones de la especie, pueden ser un indicador para evaluar la periodicidad de las intervenciones.

Por ejemplo, Toral *et al.* (1988), con datos de incrementos medios y periódicos medidos en boldos de la Región del Maule, encontraron que a la edad de 33 años se intersectaban las curvas de crecimiento unitario en diámetro, tiempo que podría considerarse como un criterio para efectuar el manejo de los individuos. Esos resultados se relacionan con el tiempo de recuperación proyectado en este estudio, que indican un periodo de al menos 40 años para cosechar la misma cepa si se corta intensamente (50 % del área basal cepa⁻¹ o más) y se mantienen las condiciones ambientales de la última década.

Se confirma la hipótesis de que las cepas de *P. boldus* intervenidas hace 10 años, bajo un sistema intensivo de cosecha, aún no logran recuperarse. Respecto a la condición hídrica de las cepas en el contexto climático del lugar, fue más favorable en árboles cosechados que en aquellos no cosechados, hasta 8 años después de la corta. La tendencia hacia la limitación hídrica e irregularidad de las precipitaciones en la última década, hace prever que la recuperación de cepas cosechadas podría ser aún más lenta de lo que se ha proyectado en este estudio. Deben hacerse estudios posteriores para corroborar las proyecciones hechas.

Las condiciones climáticas que enfrenta la zona central de Chile y las evidencias expuestas en diferentes trabajos, permiten establecer la necesidad de revisar los métodos y periodicidad de cosecha actualmente establecidos para boldo. Desde el punto de vista de la sustentabilidad del recurso, niveles menos intensos de cosecha serían una mejor alternativa (Donoso 2013, Donoso *et al.* 2015). De acuerdo con los resultados, el manejo de cepas de *P. boldus* se podría mejorar empleando cosechas parciales en algunas cepas, en menor intensidad y con rotaciones de al menos 20 años cepa⁻¹, o incluso más, en función del incremento medio en diámetro de la especie (Toral *et al.* 1988). Esto contribuiría a un aprovechamiento sostenible, y un manejo orientado esencialmente a la recuperación y conservación de la especie, en formaciones naturales que están bajo escenarios de sequía prolongada. Esta indicación puede incorporarse con otros aspectos del manejo, como mantener rebrotes de diferentes clases de edad y diámetro sobre la cepa a lo largo del tiempo (monte bajo irregular), y también con la cosecha en invierno, período no contemplado en la normativa vigente, donde se podría obtener una mejor respuesta en el crecimiento y calidad de los rebrotes (Pinilla y Parra 2011). La protección contra el ganado en el área de manejo, como requisito para intervenir, también contribuiría al resguardo del suelo y la regeneración natural contra el pisoteo, y contra el ramoneo de rebrotes, principalmente por ganado ovino.

A nivel global, el clima es uno de los principales conductores de cambio de la producción en biomasa dentro de los biomas terrestres. En los bosques mediterráneos de Chile recientemente se han registrado efectos negativos debido al aumento de la radiación solar y una sequía prolongada desde el año 2010, que han causado una reduc-

ción del verdor y desecamiento del follaje de los árboles (pardeamiento o *browning*), con muerte en pie de algunos individuos (Miranda *et al.* 2020, Venegas-González *et al.* 2022). En el caso de *P. boldus*, las cepas evaluadas se desarrollan bajo un clima de tipo mediterráneo, donde la limitación hídrica e irregularidad de las precipitaciones se están incrementando por el cambio climático. Esto es confirmado por los datos de precipitación acumulada registrados para la localidad donde se desarrolló este estudio (figura 5). Por lo tanto, la megasequía en Chile central se reconoce como una amenaza importante que visualizan investigadores, propietarios y trabajadores del sector (Benedetti y Barros 2018). Este factor sería crítico para establecer cualquier método silvicultural asociado a bosques con *P. boldus*, ya que incide directamente en la productividad del bosque y en la recuperación de las cepas que son intervenidas.

CONCLUSIONES

La corta de vástagos en *P. boldus* aumenta la disponibilidad hídrica de los árboles en los primeros años desde la intervención, con una consecuente mejora en la respuesta de los procesos fotosintéticos. La cosecha parcial de la cepa, que tiene menor impacto en la estructura del bosque y en cada árbol, es una técnica que favorece a los ejemplares frente al escenario climático actual de Chile central.

Los efectos acumulados por la disminución en las precipitaciones son observables en la muerte de vástagos en los últimos 10 años. Este factor sería crítico para establecer cualquier método silvicultural asociado a formaciones naturales con *P. boldus*, ya que incide directamente en la productividad del bosque y en la recuperación de las cepas que son intervenidas. La tendencia hace prever que la producción y recuperación de biomasa aérea cosechada en bosques naturales podría ser aún más lenta en las próximas décadas debido a los efectos de la megasequía. Considerando su sobreexplotación y el escenario climático actual, surge la necesidad de revisar los métodos y periodicidad de cosecha actualmente establecidos para boldo.

En el contexto climático de Chile central se confirma que las cepas de boldo intervenidas hace 10 años, bajo un sistema intensivo de cosecha, aún no logran recuperar la biomasa extraída. Preliminarmente se recomienda el método de extracción parcial de vástagos, que presenta un menor impacto en cada cepa y en la estructura del bosque. La rotación para volver a cosechar una misma cepa debería ser más extensa en función del incremento medio de la especie, promoviendo un aprovechamiento sostenible, y un manejo orientado a la conservación de la especie y de los bosques donde se desarrolla. Se debe seguir evaluando la periodicidad e intensidad del manejo, junto con la respuesta a nivel de bosque (rodal). Este análisis será clave para proponer alternativas al manejo silvícola que se hace en *P. boldus* bajo el escenario actual de megasequía.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

RG realizó la toma de datos en terreno, contribuyó al análisis de resultados y discusión, y preparó el documento; SD diseñó el estudio y el análisis experimental, contribuyó a la interpretación de resultados y discusión; CE, AR y MQ realizaron la toma de datos en terreno y contribuyeron al análisis e interpretación de resultados; KPR contribuyó en el diseño del estudio, la interpretación de resultados, y en la revisión del documento final.

FINANCIAMIENTO

A través del Fondo de Investigación del Bosque Nativo (FIBN-CONAF), en el marco del Proyecto 028/2018 “Propuestas de manejo silvícola en boldo”.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Fondo de Investigación del Bosque Nativo (FIBN-CONAF), en el marco del Proyecto 028/2018, y a Ximena y Pedro Silva por facilitar su predio para efectuar este trabajo.

REFERENCIAS

- Benedetti S, S Barros. 2018. Boldo (*Peumus boldus* Mol.). Avances en la Investigación para el Desarrollo de Modelos Productivos Sustentables. Santiago, Chile. Instituto Forestal (INFOR). 143 p. DOI: <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/27297>
- Bennett A, N McDowell, C Allen, K Anderson-Teixeira. 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature plants* 1(10): 15139. DOI: <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.139>
- Bréda N, A Granier, G Aussenac. 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Tree Physiology* 15(5): 295-306. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/15.5.295>
- Bussotti F, F Ferrini, M Pollarini, A Fini. 2014. The challenge of Mediterranean sclerophyllous vegetation underclimatic change: From acclimation to adaptation. *Environmental and Experimental Botany* 103: 80-98. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.09.013>
- Ceacero C, J Díaz-Hernández, A del Campo, R Navarro-Cerrillo. 2012. Evaluación temprana de técnicas de restauración forestal mediante fluorescencia de la clorofila y diagnóstico de vitalidad de brinzales de encina (*Quercus ilex* sub. *balloata*). *Bosque* 33(2): 191-202. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002012000200009>
- Corvalán P, J Hernández 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.
- Del Tredici P. 2001. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *The Botanical Review* 67(2): 121-140. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02858075>
- Deslauriers A, M Beaulieu, L Balducci, A Giovannelli, MJ Gagnon, S Rossi. 2014. Impact of warming and drought on

- carbon balance related to wood formation in black spruce. *Annals of Botany* 114(2): 335-345. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcu111>
- Donoso S. 2013. Uso sustentable de hojas de boldo y piñones de araucaria. Proyecto 052/2010. Chile. Fondo de Investigación del Bosque Nativo, CONAF. p. 1-44.
- Donoso S, L Durán. 2007. Evaluación de la producción y productividad en biomasa aérea de boldo (*Peumus boldus* Mol.) en un bosque esclerófilo. *Ciencia e Investigación Forestal* 13(1): 125-136. DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2007.273>
- Donoso S, K Peña-Rojas, S Durán, C Pacheco, E Galdames, C Espinoza. 2015. Influencia del raleo en el crecimiento, la condición hídrica y la respuesta fotosintética de *Peumus boldus*: pautas para la definición de su manejo silvicultura. *Bosque* 36(3): 457-466. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002015000300012>
- Fettig C, L Mortenson, B Bulaon, P Foulk. 2019. Tree mortality following drought in the central and southern Sierra Nevada, California, U.S. *Forest Ecology and Management* 432: 164-178. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.006>
- Fleck I, K Peña-Rojas, X Aranda. 2010. Mesophyll conductance to CO₂ and leaf morphological characteristics under drought stress during *Quercus ilex* L. resprouting. *Annals of Forest Science* 67(3): 308. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest/2009114>
- Flexas J, A Diaz-Espejo, J Gago, A Gallé, J Galmés, J Gulías, H Medrano. 2014. Photosynthetic limitations in Mediterranean plants: a review. *Environmental and Experimental Botany* 103: 12-23. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.09.002>
- Galiano L, J Martínez-Vilalta, S Sabaté, F Lloret. 2012. Determinants of drought effects on crown condition and their relationship with depletion of carbon reserves in a Mediterranean holm oak forest. *Tree Physiology* 32(4): 478-489. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tps025>
- González P. 2021. Estudio de caso 4. Supuestos básicos para ejecutar manejo forestal sustentable en la especie *Peumus boldus* (Boldo), bajo criterio de ordenación forestal. In González M, A Castañeda eds. Los bosques de la provincia del Cachapoal. Una tipificación y algunos casos para entender la realidad del bosque mediterráneo. Santiago, Chile. FAO y MINAGRI. p. 60-73.
- Hartmann H, CF Moura, WRL Anderegg, NK Ruehr, Y Salmon, CD Allen, SK Arndt, DD Breshears, H Davi, D Galbraith, KX Ruthrof, J Wunder, HD Adams, J Bloemen, M Caillet, R Cobb, A Gessler, TEE Grams, S Jansen, M Kautz, F Lloret, M O'Brien. 2018. Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. *New Phytologist* 218(1): 15-28. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.15048>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, CH). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. RK Pachauri y A Reisinger eds. Ginebra, Suiza. IPCC. 104 p.
- Kozaki A, G Takeba. 1996. Photorespiration protects C3 plants from photooxidation. *Nature* 384: 557-560. DOI: <https://doi.org/10.1038/384557a0>
- Maxwell K, G Johnson. 2000. Chlorophyll fluorescence—a practical guide. *Journal of Experimental Botany* 51(345): 659-668. DOI: <https://doi.org/10.1093/jexbot/51.345.659>
- Miranda A, A Lara, A Altamirano, C Di Bella, ME González, J Camarero. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators* 115: 106.401. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106401>
- Mosquera L, N Riaño, J Arcila, C Ponce. 1999. Fotosíntesis, respiración y fotorrespiración en hojas de café *Coffea sp. Cenicafé* 50(3): 215-221.
- Olson M, D Soriano, J Rosell, T Anfodillo, M Donoghue, E Edwards, C León-Gómez, T Dawson, J Camarero, M Castorena, A Echeverría, C Espinosa, A Fajardo, A Gazol, S Isnard, R Lima, C Marcati, R Méndez-Alonzo. 2018. Plant height and hydraulic vulnerability to drought and cold. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(29):7.551-7.556. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1721728115>
- Peña-Rojas K, X Aranda, I Fleck. 2004. Stomatal limitation to CO₂ assimilation and down-regulation of photosynthesis in *Quercus ilex* resprouts in response to slowly imposed drought. *Tree Physiology* 24(7): 813-822. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/24.7.813>
- Peña-Rojas K, S Donoso, C Pacheco, A Riquelme, R Gangas, A Guajardo, S Durán. 2018a. Respuestas morfofisiológicas de plantas de *Lithraea caustica* (Anacardiaceae) sometidas a restricción hídrica controlada. *Bosque* 39(1): 27-36. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002018000100027>
- Peña-Rojas K, S Donoso, R Gangas, S Durán, D Ilabaca. 2018b. Efectos de la sequía en las relaciones hídricas, crecimiento y distribución de biomasa en plantas de *Peumus boldus* Molina (Monimiaceae) cultivadas en vivero. *Interciencia* 43(1): 36-42.
- Peñuelas J, S Sabaté, I Filella, C Gracia. 2004. Capítulo 15: Efectos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres: observación, experimentación y simulación. In Valladares F. eds. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España. EGRAF S.A. p. 425-460.
- Pinilla JC, P Parra. 2011. Capítulo 4. Manejo de formaciones naturales. In Benedetti S, S Barros eds. Boldo (*Peumus boldus* Mol.) Rescate de un Patrimonio Forestal Chileno Manejo Sustentable y Valorización de sus Productos. Santiago, Chile. Instituto Forestal (INFOR). p. 63-93.
- Poblete P. 2022. Productos Forestales No Madereros. Chile. Instituto Forestal (INFOR). 15 p. (Boletín N° 40 septiembre 2022). DOI: <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/32499>
- Sánchez-Salguero R, J Camarero. 2020. Greater sensitivity to hotter droughts underlies juniper dieback and mortality in Mediterranean shrublands. *Science of the Total Environment* 721: 137599. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137599>
- Shifley SR, Z Fan, JM Kabrick, RG Jensen. 2006. Oak mortality risk factors and mortality estimation. *Forest Ecology and Management* 229:16-26. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.03.033>
- Stovall A, H Shugart, X Yang. 2019. Tree height explains mortality risk during an intense drought. *Nature Communications* 10: 4385. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12380-6>

- Toral M, U Kannegiesser, R Rosende. 1988. Biomasa y boldina en boldo (*Peumus boldus* Mol.) VII Región. *Ciencia e Investigación Forestal* 2(2): 15-25. DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.1988.45>
- Urrutia-Jalabert R, J Barichivich, V Rozas, A Lara, Y Rojas, C Bahamondez, M Rojas-Badilla, T Gipoulou-Zuñiga, E Cuq. 2021. Climate response and drought resilience of *Nothofagus obliqua* secondary forests across a latitudinal gradient in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 485: 118962. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118962>
- Venegas-González A, AA Muñoz, S Carpintero-Gibson, A González-Reyes, I Schneider, T Gipoulou-Zuñiga, I Aguilera-Betti, FA Roig. 2022. Sclerophyllous forest tree growth under the influence of a historic megadrought in the Mediterranean Ecoregion of Chile. *Ecosystems* 26: 344-361. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-022-00760-x>

Recibido: 22/01/23
Aceptado: 08/07/23