



**2025** | **16-20**  
GIJÓN | JUNIO

**9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL**

**9CFE-1416**

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

Organiza





## Efecto de la gestión forestal en el balance hídrico y crecimiento de diferentes tipos de bosque de pino laricio en Cataluña

COLLADO COLOMA, E. (1,2), DE CÁCERES AINSA, M. (1,3), BELTRÁN BARBA, M. (1), PIQUÉ NICOLAU, M. (1,2)

(1) Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña. Ctra. de Sant Llorenç de Morunys, km 2. 25280 Solsona – Lleida, España.

(2) Unidad Mixta de Investigación CTFC-AGROTECNIO-CERCA, Av. Alcalde Rovira Roure 191, E-25198 Lleida, España.

(3) Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF), Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Cataluña E08193, España.

### Resumen

El incremento de la frecuencia e intensidad de sequías en la región mediterránea está limitando la disponibilidad de agua y ralentizando el crecimiento forestal, comprometiendo la sostenibilidad de bosques típicamente adaptados a este clima. En este estudio evaluamos el efecto de la gestión sobre el balance hídrico y el crecimiento radial en distintas tipologías de *Pinus nigra* de Cataluña (diferentes edades, regular vs irregular). El estudio se ha realizado en parcelas gestionadas y no gestionadas de 4 zonas repartidas por Cataluña (8 parcelas en total). De estas parcelas se extrajo datos dasométricos, dendrocronológicos y de suelo para estimar la sequía, el estrés hídrico y el crecimiento radial. La sequía y el estrés se obtuvieron, respectivamente, mediante: un índice multiescalar (SPEI) basado en datos climáticos, y simulaciones de balance hídrico (modelo MEDFATE). La gestión aumentó los crecimientos de todas las tipologías, especialmente en las masas adulta y madura (>60 años) durante sequías, pero solo redujo el estrés hídrico en estas dos tipologías. Los resultados destacan que las cortas moderadas alivian las limitaciones intrínsecas de los árboles de más edad durante períodos de sequía, facilitando la adaptación de una de las especies más importantes del sector forestal mediterráneo a condiciones climáticas futuras.

### Palabras clave

*Pinus nigra*, MEDFATE, simulador forestal, selvicultura, SPEI, estrés hídrico, incremento de área basal (IAB), dendrocronología

## 1. Introducción

Los ecosistemas forestales mediterráneos son particularmente vulnerables a los impactos del cambio climático, el cual se prevé que intensifique la frecuencia y severidad de las sequías en las próximas décadas (IPCC, 2023). Entre las coníferas mediterráneas, el pino laricio, negral o salgareño (*Pinus nigra*) es una de las especies más extendidas, desempeñando un papel esencial en el mantenimiento de la estructura forestal, el apoyo a la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (SIMON & AMEZTEGUI, 2023; VACEK *et al.*, 2023a). Sin embargo, el pino laricio es una especie sensible a la sequía, lo que puede resultar en una reducción del crecimiento y un aumento de la mortalidad, especialmente bajo las condiciones más adversas previstas para la cuenca mediterránea (SÁNCHEZ-



SALGUERO *et al.*, 2012; NAVARRO-CERRILLO *et al.*, 2019).

En las regiones de clima mediterráneo, la disponibilidad de agua es un factor frecuentemente limitante para el vigor de los árboles y la productividad forestal, lo que convierte la gestión forestal en una herramienta crítica para adaptar los ecosistemas a las futuras condiciones climáticas (SOHN *et al.*, 2016; VILÀ-CABRERA *et al.*, 2018; DEL CAMPO *et al.*, 2022). La reducción de la densidad arbolada puede mejorar el crecimiento de los árboles en pie, aumentar la eficiencia en el uso del agua y disminuir la sensibilidad del crecimiento al clima al reducir la competencia por el agua del suelo, luz y nutrientes (BREDA *et al.*, 1995; MANRIQUE-ALBA *et al.*, 2021; DANYAGRI *et al.*, 2023). Aunque los tratamientos silvícolas han sido ampliamente reconocidos como estrategias efectivas para mitigar los impactos negativos de la sequía, su eficacia varía según las condiciones de la zona, las características del rodal y otros factores (SOHN *et al.*, 2016; MANRIQUE-ALBA *et al.*, 2020).

En los bosques de pino laricio, la reducción de densidad de los árboles generalmente ha mostrado efectos positivos más fuertes sobre el crecimiento radial en situaciones donde los árboles son más susceptibles a la sequía, como en sitios limitados por el agua (p.ej., WOTHERSPOON *et al.*, 2022), plantaciones monoespecíficas (p.ej., SÁNCHEZ-SALGUERO *et al.*, 2013) y bosques densos o no gestionados (p.ej., NAVARRO-CERRILLO *et al.*, 2019). Además, se ha visto que la edad del rodal también puede influir en el efecto de la interacción gestión-sequía sobre el crecimiento, aunque la literatura existente es escasa. Por ejemplo, D'AMATO *et al.* (2013) observaron en plantaciones aclaradas de *Pinus resinosa* que la respuesta del crecimiento a la sequía en rodales jóvenes y maduros dependía de la densidad del rodal (i.e., la intensidad de clara). Ellos encontraron que la mayor resistencia y resiliencia a la sequía se observa a densidades más bajas en rodales jóvenes (i.e., donde se aplicó claras fuertes) y a densidades más altas (i.e., claras moderadas) en rodales más maduros. En este sentido, es vital entender primero la respuesta a la sequía del crecimiento del arbolado en las distintas etapas de madurez del bosque para desarrollar modelos silvícolas más ajustados, aunque la literatura actual presenta hallazgos contradictorios sobre cómo afecta la edad del rodal a la relación entre el crecimiento y la sequía (SOHN *et al.*, 2016). Algunos estudios observaron que los pinos laricio más maduros (grandes) tendían a ser más vulnerables al estrés por sequía debido a su sistema hidráulico más complejo y a una mayor demanda de agua, lo que los hacía menos resistentes a la escasez hídrica (D'AMATO *et al.*, 2013; BENNETT *et al.*, 2015). Por otro lado, los pinos más jóvenes mostraron mayor resiliencia y una recuperación más rápida del crecimiento tras eventos de sequía (fenómeno conocido como "compensación del crecimiento") (GESSLER *et al.*, 2020; LUCAS-BORJA *et al.*, 2021). Sin embargo, otros estudios hallaron lo contrario: los árboles más maduros, en comparación con los más jóvenes, pueden ser más resilientes a variaciones a corto plazo en la demanda evaporativa, ya que tienen mayores reservas internas de agua y mejor acceso al agua en capas más profundas del suelo gracias a sus sistemas radiculares más profundos (PARDOS *et al.*, 2021; VERSACE *et al.*, 2022). Estas divergencias en el impacto de la interacción entre la edad del rodal y la sequía sobre el rendimiento del crecimiento, así como el papel modulador de la gestión en esta relación, siguen siendo poco claras y/o poco estudiadas.



El tipo e intensidad de los tratamientos silvícolas también modulan la relación entre el crecimiento y el clima, haciendo que los árboles sean más o menos sensibles a condiciones meteorológicas extremas. En general, varios estudios han demostrado que las claras fuertes es el mejor enfoque para optimizar la respuesta del crecimiento de las coníferas frente a la sequía, especialmente al favorecer la recuperación y resiliencia del crecimiento tras episodios de estrés hídrico (SOHN *et al.*, 2016). Sin embargo, NAVARRO-CERRILLO *et al.* (2023) detectaron que las claras fuertes aumentaron la sensibilidad del crecimiento al clima en una plantación de pino laricio, mientras que las claras moderadas llevaron a mejores respuestas del crecimiento.

Las diferencias en la respuesta del crecimiento al clima basadas en los factores mencionados anteriormente subrayan la necesidad de prácticas silvícolas adaptadas que tengan en cuenta las características específicas de cada rodal forestal para optimizar el crecimiento y la resiliencia bajo condiciones climáticas cambiantes y adversas, como los que se esperan. Se estima que en la España de 2050 las precipitaciones anuales disminuyan el 14-20% respecto a las actuales y la temperatura media aumente de los 15,8°C de la actualidad a los 18°C (ROCA *et al.*, 2024), lo que provocará un incremento en la demanda evaporativa y un mayor estrés hídrico en los ecosistemas forestales. Además, se espera que, sin medidas de mitigación, las concentraciones de CO<sub>2</sub> ([CO<sub>2</sub>]) continúen en ascenso, exacerbando el efecto invernadero de la atmósfera (MEINSHAUSEN *et al.*, 2011), pero también contribuyendo a aliviar algunos efectos adversos del cambio climático mediante el incremento de la fotosíntesis y la eficiencia en el uso del agua intrínseca, lo que se conoce como fertilización por CO<sub>2</sub> (WALKER *et al.*, 2021; VACEK *et al.*, 2023b). Entender cómo afectará el papel fertilizante de la [CO<sub>2</sub>] sobre el crecimiento de los árboles en un futuro climático, en principio desolador para los ecosistemas forestales mediterráneos, es también clave para poder ajustar modelos de gestión más adaptados a las necesidades.

## 2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio es investigar el efecto de tratamientos silvícolas en la respuesta del crecimiento y estrés hídrico de distintas tipologías forestales de *Pinus nigra* (pinar con estructura regular: joven, adulto, maduro; y pinar con estructura irregular) a condiciones climáticas adversas. Para ello, se han establecido los siguientes objetivos específicos:

- Analizar la respuesta del crecimiento radial a la gestión forestal en función de la tipología y condiciones de sequía extrema (mediante un índice multiescalar del balance hídrico climático).
- Analizar la respuesta del estrés hídrico, mediante la simulación del porcentaje de pérdida de conductividad del fuste (PLC), a la gestión forestal y tipología. La simulación proviene de un modelo de balance hídrico suelo-planta basado en procesos.
- Analizar conjuntamente el efecto de la gestión forestal y de dos niveles de [CO<sub>2</sub>] sobre el PLC de las distintas tipologías, considerando diferentes



escenarios climáticos basados en datos históricos y proyecciones para el periodo 2051-2060.

### 3. Metodología

El estudio se llevó a cabo en rodales puros de *Pinus nigra* ubicados en cuatro bosques de Cataluña dentro de las comarcas del Solsonès, Alt Urgell y Pallars Sobirà (Tabla 1, Figura 1). Estos rodales, identificados en el marco del proyecto Life+ PINASSA (LIFE13 NAT/ES/000724; BELTRÁN et al., 2018), representan diferentes tipologías forestales, condiciones topográficas y climáticas, con precipitaciones anuales que oscilan entre 784 y 874 mm y temperaturas medias anuales entre 9,1 y 11,6 °C. La especie principal presente en los rodales es *Pinus nigra*, mientras que las especies arbóreas secundarias son *Acer monspessulanum*, *Ilex aquifolium*, especies de roble (*Quercus faginea* y *Quercus pubescens*), *Pinus sylvestris* y *Prunus avium*.

*Tabla 1: Características generales de las ocho parcelas. Los datos dasométricos son del inventario inmediatamente después de los tratamientos selvícolas (2016). “AB” es área basimétrica, “msnm” es metros sobre el nivel del mar, “Hm” es la altura media estimada con relaciones alométricas (ajustadas mediante pies muestreados en cada tipología), y “Dg” es diámetro medio cuadrático. Clasificación de edad de la masa: joven, ≤ 60 años; adulta, 60-90 años; madura, > 90.*

Tipología (área parcela, m <sup>2</sup> )	Tratamiento	Lat. (N; °)	Long. (E; °)	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Densidad (pies ha <sup>-1</sup> )	AB (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Dg (cm)	Hm (m)	Reducción de AB (%)
Joven (201)	Clara por lo bajo, desbroce selectivo	42,044	1,458	713	10,2	1.492	42,1	19,0	12,6	22%
Joven (201)	No gestión	42,044	1,458	711	18,0	1.691	39,4	17,2	11,4	-
Adulta (707)	Cortas preparatorias, desbroce selectivo	42,010	1,425	715	36,3	679	29,1	23,4	14,7	33%
Adulta (707)	No gestión	42,013	1,431	733	29,6	1,712	48,2	18,9	13,7	-
Madura (707)	Cortas preparatorias	42,304	1,076	779	72,9	269	27,8	36,3	16,6	30%
Madura (707)	No gestión	42,303	1,074	820	42,9	424	34,8	32,3	15,7	-
Irregular (452)	Entresaca por bosquetes	42,165	1,378	991	41,4	818	30,1	21,7	11,1	23%
Irregular (452)	No gestión	42,168	1,382	858	72,7	1.437	40,2	18,9	9,9	-

Pinar joven - No gestionado	Pinar joven - Gestionado
	
Pinar adulto - No gestionado	Pinar adulto - Gestionado



Pinar maduro – No gestionado



Pinar maduro – Gestionado



Pinar irregular – No gestionado



Pinar irregular – Gestionado



*Figura 1. Aspecto de las parcelas gestionadas y no gestionadas de las 4 tipologías forestales (fotografías tomadas 6 años después de la gestión).*

Los datos para este estudio se recopilaban en 8 parcelas (4 gestionadas y 4 no gestionadas) distribuidas en masas regulares, con diferentes edades, y en masas irregulares (Tabla 1, Figura 1). El tamaño de las parcelas dependía de la densidad del rodal, variando entre 200 y 710 m<sup>2</sup>. Cada una de estas parcelas se ubicó en rodales puros (área basimétrica [AB] de *P. nigra*  $\geq$  80%) con una cobertura mínima del dosel del 60%. Se consideró parcela no gestionada aquella sin tratamientos silvícolas en, al menos, los últimos 30 años desde el año de inventario (2016). Los tratamientos aplicados a las parcelas gestionadas se implementaron en 2016, e incluyen claras por lo bajo (en masas más jóvenes), cortas de regeneración-preparatorias (en la masa adulta y madura) y entresacas por bosquetes (en masas irregulares) (Tabla 1). Para más información sobre los tratamientos silvícolas realizados en las distintas tipologías, así como los resultados dasométricos, consultar el manual de buenas prácticas del Life+ PINASSA (BELTRÁN *et al.*, 2018).

En 2016, después de las intervenciones, se llevó a cabo en las parcelas (Figura 2): (i) la medición del diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los árboles, diferenciando entre especies; (ii) la contabilización por especies del regenerado en dos categorías ([1] 2,5 cm < DAP < 7,5 cm y altura > 1,30 m; [2] DAP < 2,5 cm y altura < 1,30 m); (iii) la estimación por especies de cobertura arbustiva y altura media; (iv) y el análisis, por horizonte, de la textura del suelo, el volumen de elementos gruesos y la materia orgánica oxidable. Esta información del suelo se obtuvo mediante el análisis de una muestra por horizonte y parcela, por lo que una parcela tiene tantas muestras como horizontes se identificó en una calicata ejecutada cerca de los límites de la parcela (normalmente 2-3 muestras/parcela).

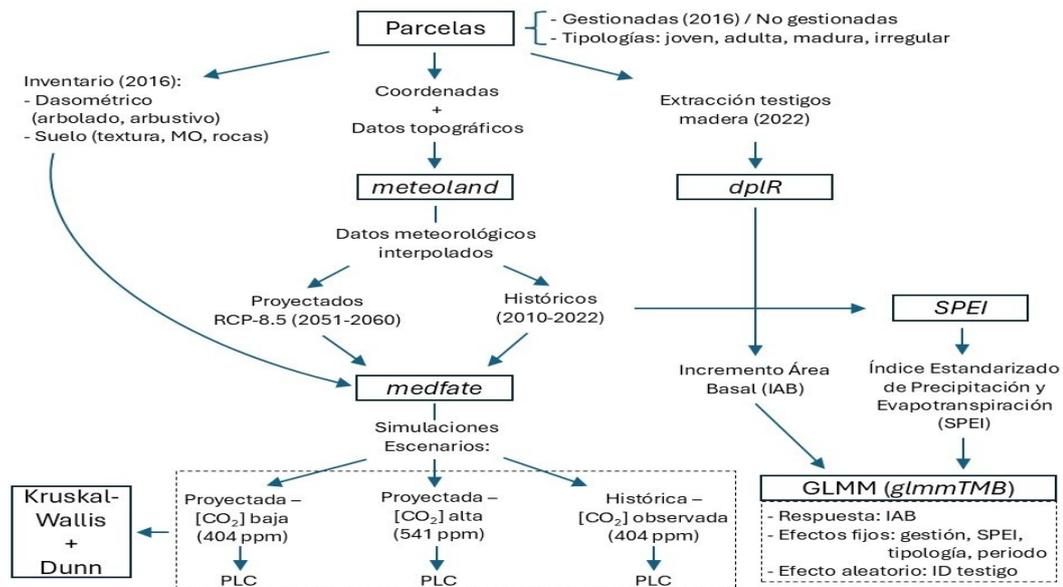


Figura 2: Esquema de la metodología del estudio. Las palabras en cursiva son paquetes implementados en el software R (R CORE TEAM, 2023). “PLC” es porcentaje de pérdida de conductividad del fuste, “MO” es materia orgánica, “GLMM” es modelo lineal generalizado mixto, “rocas” es porcentaje de pedregosidad, “periodo” es el periodo antes y después de la gestión, y “ID testigo” es la identificación de cada testigo de madera.

En 2022 se seleccionaron aleatoriamente 10 pinos dominantes o co-dominantes representativos de cada parcela para medir los anillos de crecimiento (Figura 2). Se extrajeron dos testigos por árbol perpendiculares entre sí, de 5 mm de diámetro, a 1,3 m del nivel del suelo utilizando una barrena de Pressler. Las muestras se secaron al aire, se montaron en portacores de madera, se pulieron, y se dataron visualmente mediante comparación cruzada. Las series que no pudieron datarse debido a la ausencia de anillos fueron descartadas, resultando en un total de 142 series datadas de los 160 testigos recolectados (74 de 80 árboles muestreados). Posteriormente, la anchura de los anillos (AA) se midió con *CooRecorder* (LARSSON, 2003a) a partir de imágenes escaneadas a 1200 dpi y se validaron con *CDendro* (LARSSON, 2003b), *COFECHA* (HOLMES, 1983) y el paquete *dplR* (BUNN, 2010) del software R versión 4.3.2 (R CORE TEAM, 2023). Las series de anchuras se transformaron en incremento de área basal (IAB;  $\text{mm}^2 \text{año}^{-1}$ ) utilizando la función *bai.in* del paquete *dplR* (Figura 2). La calidad de las cronologías se evaluó mediante estadísticas básicas (BUNN, 2010).

La información climática se obtuvo para las 8 parcelas desde 2010 hasta 2022 utilizando la metodología *DAYMET* (THORNTON & RUNNING, 1999; THORNTON *et al.*, 2000) implementada en el paquete *meteoland* de R (versión 2.2.2; DE CÁCERES *et al.*, 2017) (Figura 2). Esta metodología estima datos meteorológicos diarios interpolando los valores de diferentes estaciones meteorológicas, ponderados según la distancia a la parcela objetivo y corrigiendo a su vez las diferencias de altitud entre las estaciones y la parcela. Por otro lado, también se interpolaron los datos climáticos para el periodo 2051-2060 mediante las proyecciones climáticas



simuladas por la trayectoria de concentración representativa (RCP) 8.5. Las variables climáticas computadas, tanto históricas como proyectadas, son: velocidad promedio del viento, temperatura mínima y máxima, humedad relativa mínima y máxima, presión atmosférica promedio en superficie, radiación solar acumulada en la superficie y precipitación total. Posteriormente, se calculó el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI) para evaluar, con datos históricos, los efectos de las anomalías climáticas sobre el crecimiento de los árboles (IAB) (Figura 2). El SPEI es un índice de sequía multi-escalar, calculado como la diferencia entre la evapotranspiración potencial y la precipitación en diferentes escalas temporales (VICENTE-SERRANO *et al.*, 2010). Este índice muestra desviaciones en el balance hídrico climático con respecto a las condiciones promedio de un sitio (valores negativos y positivos indican condiciones más o menos extremas de sequía y humedad, respectivamente). Calculamos el SPEI para una escala temporal de seis meses (SPEI6), ya que estudios previos detectaron correlaciones más fuertes entre el IAB y el SPEI6 (p.ej., BOTTERO *et al.*, 2017; MANRIQUE-ALBA *et al.*, 2021; Vergarechea *et al.*, 2021). Para calcular la evapotranspiración potencial y el SPEI, utilizamos las funciones *hargreaves* (basada en la fórmula de Hargreaves) y *spei*, respectivamente, dentro del paquete *SPEI* en R (BEGUERIA & VICENTE-SERRANO, 2023).

Para evaluar el estrés hídrico de los árboles en cada parcela durante los últimos años desde la intervención (2016), utilizamos un modelo de balance hídrico suelo-planta disponible en el paquete *medfate* en R (versión 4.7.0; DE CÁCERES *et al.*, 2015, 2023) (Figura 2). Este modelo, basado en los principios de diseño de los submodelos de balance hídrico *BILJOU* (GRANIER *et al.*, 1999) y *SIERRA* (MOUILLOT *et al.*, 2001), simula el balance hídrico de las masas forestales a partir de datos de vegetación, suelo y meteorología diaria. Las simulaciones abarcaron todo el periodo para el que se extrajo datos climáticos (2010-2022) para lograr un correcto funcionamiento del modelo. En cuanto a los datos de entrada de la vegetación, el modelo requiere el diámetro a la altura del pecho (DAP), la altura y la densidad de las cohortes arbóreas, así como la cobertura y altura arbustiva. Los datos de las cohortes de árboles y arbustos se derivan de los valores promedio de las parcelas inventariadas. Utilizamos la base de datos de atributos de plantas disponible en el paquete *medfate* para obtener los parámetros funcionales de las especies (DE CÁCERES *et al.*, 2023). En cuanto a los datos del suelo, analizamos la textura y la materia orgánica de las diferentes capas de cada parcela cuando las parcelas de la misma tipología de estudio no estaban cerca entre sí; en caso contrario, usamos la misma información de suelo (asumiendo que no había diferencias en las características del suelo entre parcelas). El número y la profundidad de las capas de suelo dependieron de las condiciones de la tipología, pero, por regla general, analizamos una capa desde la superficie hasta las raíces (0-30 cm aprox.) y, si era posible, una capa desde las raíces hasta la capa rocosa (30-50 cm aprox.). Basándonos en observaciones de campo, incluimos adicionalmente, desde la capa de suelo más profunda muestreada hasta una profundidad de 400 cm, una o dos capas rocosas para asegurar un funcionamiento adecuado de las simulaciones. Los datos meteorológicos diarios se obtuvieron de las variables climáticas interpoladas mencionadas anteriormente, y se fijó el valor de  $[CO_2]$  con el dato observado en 2016 (404 ppm) (Figura 2).



Seleccionamos para análisis posteriores, entre todas las salidas del modelo, la variable diaria por cohorte del porcentaje de pérdida de conductividad del fuste (PLC), como indicador del estrés hídrico (Figura 2). El PLC se calcula como la proporción de pérdida en la conductividad hidráulica debido a la cavitación, en comparación con la conductividad máxima posible en condiciones sin embolia. El PLC puede variar desde 0% (cuando no hay pérdida de conductividad en el xilema) hasta 100% (cuando el xilema está completamente obstruido por aire y no permite el transporte de agua). Para evaluar las distintas tipologías y gestiones sobre el estrés hídrico, seleccionamos el valor máximo anual de PLC para cada cohorte de pino de la parcela. Finalmente, se promedió a nivel de parcela todos los valores de PLC para el periodo 2010-2022 (escenario: “Histórica – [CO<sub>2</sub>] observada (404 ppm)”). Por otro lado, para evaluar el estrés hídrico en un escenario climático futuro con los mismos datos de entrada usados para la simulación histórica (2010-2022), se simuló también el PLC máximo para el periodo 2051-2060 a partir de los datos climáticos proyectados mencionados anteriormente (Figura 2). Estas simulaciones se corrieron para dos escenarios de [CO<sub>2</sub>] (parámetro modificable en *medfate*) según el escenario RCP 8.5: “Proyectada – [CO<sub>2</sub>] baja (404 ppm)” (i.e., con el valor observado en 2016 [404 ppm]) y “Proyectada – [CO<sub>2</sub>] alta (541 ppm)” (i.e., con el valor predicho para 2051 [541 ppm]). Los valores de [CO<sub>2</sub>] se obtuvieron de MEINSHAUSEN *et al.* (2011).

Con el fin de evaluar estadísticamente el efecto combinado de los tratamientos silvícolas y las condiciones climáticas extremas sobre el crecimiento radial de los árboles (IAB) de cada tipología forestal, ajustamos un modelo lineal generalizado mixto (GLMM; distribución Tweedie) mediante una función vínculo de tipo logaritmo (Figura 2). Se consideró como efectos fijos: la gestión forestal (control vs. gestionado), el SPEI6 (como métrica de condiciones de sequía climática extrema), el período (antes y después de los tratamientos), el ID de la tipología (masa regular: joven, adulta, madura; masa irregular) y la interacción entre éstos. Incluimos el ID de cada testigo de madera como un efecto aleatorio, permitiendo que la intercepta del modelo varíe entre los testigos. La evaluación de los modelos incluyó: significancia estadística de los parámetros (p-valor  $\leq 0,05$  o t-valor  $\geq 2$ ), robustez y parsimonia, homocedasticidad, distribución normal de los residuos, etc. Adicionalmente, calculamos la raíz del error cuadrático medio (RECM), y los valores de R<sup>2</sup> marginal (R<sup>2</sup>m – considerando solo la varianza de los efectos fijos) y R<sup>2</sup> condicional (R<sup>2</sup>c – considerando la varianza de los efectos fijos y aleatorios) (NAKAGAWA & SCHIELZETH, 2013). Utilizamos los paquetes *glmmTMB* (BROOKS *et al.*, 2017) y *performance* (LÜDECKE *et al.*, 2021) implementados en R (R CORE TEAM, 2023) para el ajuste y evaluación del GLMM, respectivamente.

También evaluamos la significancia de las diferencias en PLC máximo entre tratamientos de la misma tipología forestal y escenario climático, así como entre escenarios de la misma tipología y tratamiento. Para ello se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis junto con la posterior prueba de Dunn (Figura 2). Los escenarios climáticos considerados son los mencionados en las simulaciones de *medfate*: Histórica – [CO<sub>2</sub>] observada (404 ppm), Proyectada – [CO<sub>2</sub>] baja (404 ppm), Proyectada – [CO<sub>2</sub>] alta (541 ppm). Ambas pruebas estadísticas se computaron con R.

#### 4. Resultados

Los tratamientos silvícolas tuvieron un efecto positivo generalizado sobre el incremento de área basal (IAB) de todas las masas gestionadas, si bien la magnitud del efecto fue modulada por la tipología forestal y las condiciones de sequía (Tabla 2, Figura 3). La gestión incrementó sobre todo el crecimiento de la masa madura y, en menor medida, de la masa adulta, especialmente en periodos de sequía moderada o intensa (i.e., índice estandarizado de precipitación y evapotranspiración con escala temporal de 6 meses [SPEI6] < -1). En estas tipologías, los tratamientos redujeron el efecto de SPEI6 en el IAB, disminuyendo por tanto la sensibilidad del crecimiento de estas masas gestionadas a variaciones climáticas. Sin embargo, el crecimiento de las masas gestionadas joven e irregular se aumentó particularmente durante periodos húmedos (i.e., SPEI6 > 1), observándose una mayor sensibilidad del crecimiento a variaciones climáticas.

El SPEI6 mostró un efecto positivo sobre el IAB de todas las tipologías, independientemente del tratamiento, indicando que las condiciones climáticas de los periodos húmedos promueven generalmente un mayor crecimiento radial (y viceversa) (Tabla 2, Figura 3). Sin embargo, el SPEI6 tuvo un efecto menor en el crecimiento del rodal irregular y, en menor medida, en el de la masa madura.

*Tabla 2: Resumen del modelo lineal generalizado mixto (distribución Tweedie), el cual analiza el efecto sobre el incremento de área basal (IAB; variable respuesta) del tratamiento (gestión, no gestión), periodo (pre- y post-tratamiento), tipología forestal (masa regular: joven, adulta, madura; y masa irregular), índice estandarizado de precipitación y evapotranspiración con escala temporal de 6 meses (SPEI6), e interacción entre estos efectos fijos. La significancia ( $W\text{-Chi}^2$ , p-valor) de los efectos fijos se evaluó con la suma de cuadrados mediante la prueba de Wald tipo III. Los valores de  $R^2$  marginal (proporción de varianza explicada por los efectos fijos,  $R^2m$ ) y condicional (proporción de varianza explicada por los efectos fijos y aleatorios,  $R^2c$ ) se obtuvieron siguiendo el método de NAKAGAWA & SCHIELZETH (2013). DF indica los grados de libertad y RECM es la raíz del error cuadrático medio ( $\text{mm}^2 \text{año}^{-1}$ ). El número de observaciones (n) es de 10.058.*

Efectos fijos	DF	W- $\text{Chi}^2$	p-valor	Pseudo $R^2$		RECM
				$R^2m^a$	$R^2c^b$	
Intercepta	1	1594,54	<0,001*	0,22	0,79	166,0
SPEI6	1	150,08	<0,001*			
Tratamiento	1	0,03	0,854			
Periodo	1	29,08	<0,001*			
Tipología	3	13,17	0,004*			
SPEI6 : Tratamiento	1	0,93	0,336			
SPEI6 : Periodo	1	24,40	<0,001*			
Tratamiento : Periodo	1	24,89	<0,001*			
SPEI6 : Tipología	3	25,54	<0,001*			
Tratamiento : Tipología	3	2,81	0,421			
Periodo : Tipología	3	175,52	<0,001*			
SPEI6 : Tratamiento : Periodo	1	19,00	<0,001*			



SPEI6 : Tratamiento : Tipología	3	11,44	0,010*			
SPEI6 : Periodo : Tipología	3	21,01	<0,001*			
Tratamiento : Periodo : Tipología	3	137,55	<0,001*			
SPEI6 : Tratamiento : Periodo : Tipología	3	64,21	<0,001*			

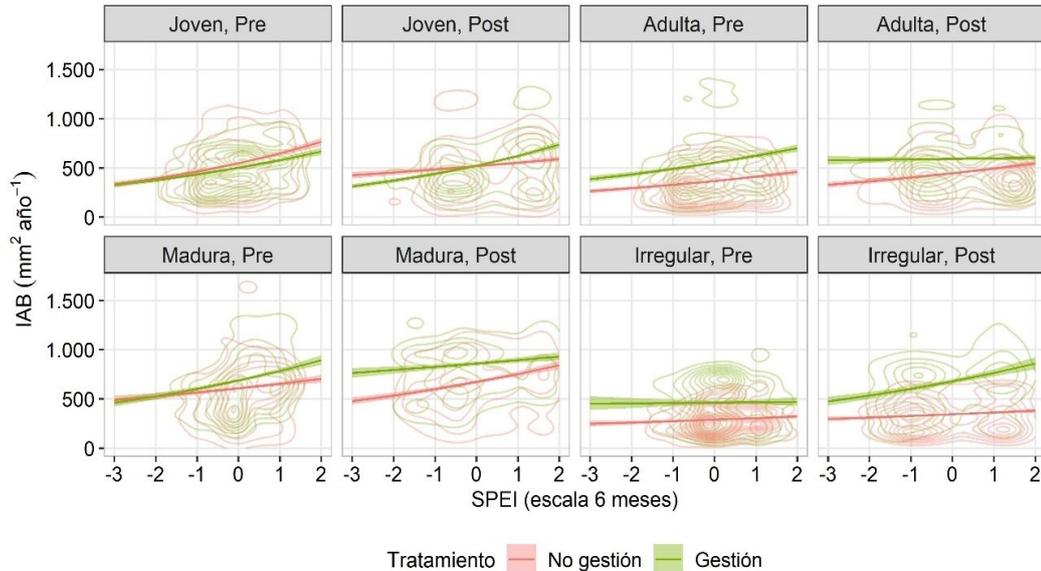


Figura 3: Relación entre el incremento de área basal (IAB) y el índice estandarizado de precipitación y evapotranspiración con escala temporal de 6 meses (SPEI) para cada tipología forestal (masa regular: joven, adulta, madura; y masa irregular) y periodo (antes [Pre] y después [Post] de tratamientos). Los valores negativos y positivos de SPEI indican periodos climáticos secos y húmedos, respectivamente. Los datos observados están representados por los polígonos (densidad de kernel), mientras que las líneas son las predicciones del modelo junto con su intervalo de confianza.

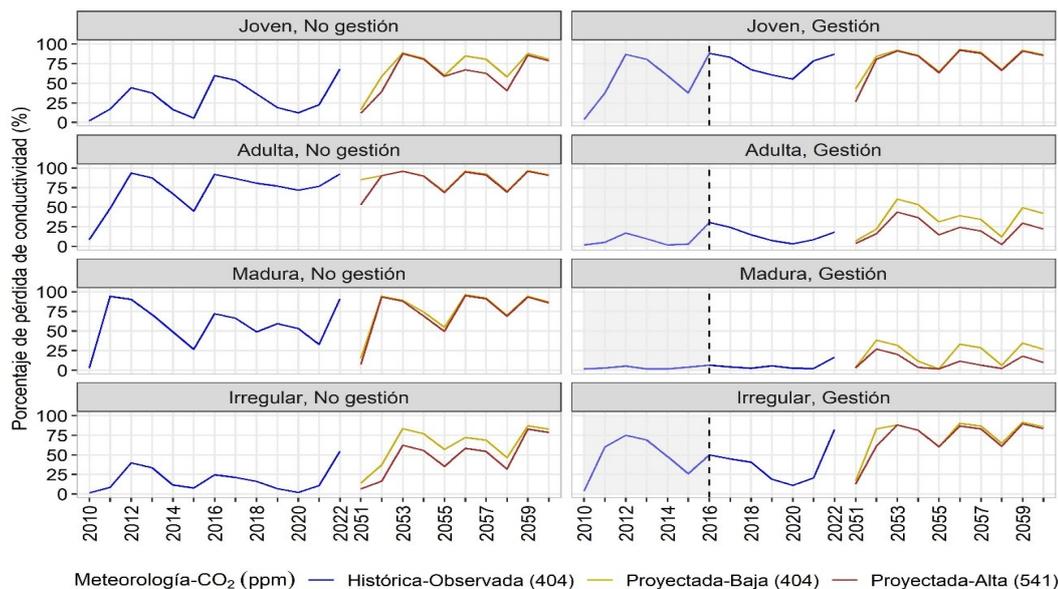
Comparando las parcelas gestionadas y no gestionadas de cada tipología se observa en las masas adulta y madura un efecto reductor de la gestión forestal sobre el porcentaje máximo de pérdida de conductividad (PLC; ca. estrés hídrico) del escenario climático “Histórica-Observada” (2010-2022) (Tabla 3, Figura 4): la media de PLC máximo en las parcelas gestionadas de dichas tipologías fue significativamente inferior a la de las parcelas no gestionadas. En el caso de las tipología joven e irregular se observó lo contrario ( $PLC_{m\acute{a}x}$  parcelas gestionadas >  $PLC_{m\acute{a}x}$  parcelas no gestionadas). Estas diferencias observadas de  $PLC_{m\acute{a}x}$  medio entre gestión y no gestión se han mantenido constantes para el futuro escenario climático “Proyectada-Alta” (2051-2060) en todas las tipologías excepto en la masa joven, donde no hubo diferencias significativas entre la parcela gestionada y la no gestionada.

La variación en la [CO<sub>2</sub>] no ha mostrado un efecto significativo sobre el PLC

máximo simulado con los escenarios de meteorología proyectada (“Proyectada-Baja (404 ppm)” vs “Proyectada-Alta (541 ppm)”); Tabla 3), a pesar de observarse diferencias marcadas en el PLC<sub>máx</sub> interanual de las parcelas gestionadas adulta y madura, así como de la no gestionada irregular (Figura 4). Por contra, se ha detectado diferencias significativas en el PLC<sub>máx</sub> medio anual de las parcelas gestionadas adulta, madura e irregular al comparar el escenario “Histórica-Observada (404 ppm)” con el de “Proyectada-Baja (404 ppm)”, pero no con el de “Proyectada-Alta” (Tabla 3).

*Tabla 3: Promedio y desviación estándar del porcentaje máximo de pérdida de conductividad (%) para tres escenarios climáticos (datos meteorológicos – concentración CO<sub>2</sub> ([CO<sub>2</sub>])), cuatro tipologías forestales (masa regular: joven, adulta, madura; y masa irregular) y dos tratamientos (no gestión, gestión). El escenario “Histórica-Observada (404)” indica simulaciones computadas con datos meteorológicos históricos interpolados y [CO<sub>2</sub>] observada en 2016 (año de inventario); y los escenarios “Proyectada-Baja (404)” y “Proyectada-Alta (541)” indican simulaciones realizadas con datos meteorológicos predichos de la trayectoria de concentración representativa (RCP) 8.5 y con una [CO<sub>2</sub>] baja (observada en 2016) y alta (predicha en 2051), respectivamente. La significancia de las diferencias entre tratamientos (asterisco) de la misma tipología y escenario, y entre escenarios climáticos (letras) de la misma tipología y tratamiento se evaluó mediante la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis junto con la posterior prueba de Dunn.*

	Histórica-Observada (404 ppm)	Proyectada-Baja (404 ppm)	Proyectada-Alta (541 ppm)
<b>Joven</b>			
No gestión	30,4 ± 21,3 <sup>aa</sup>	69,8 ± 22,4 <sup>b</sup>	61,3 ± 24,5 <sup>b</sup>
Gestión	63,6 ± 25,2 <sup>*aa</sup>	79,8 ± 16,4 <sup>a</sup>	77,0 ± 20,5 <sup>a</sup>
<b>Adulta</b>			
No gestión	71,2 ± 24,5 <sup>*aa</sup>	87,6 ± 10,0 <sup>*a</sup>	83,8 ± 14,8 <sup>*a</sup>
Gestión	11,0 ± 9,2 <sup>*a</sup>	35,0 ± 17,5 <sup>*b</sup>	21,2 ± 13,2 <sup>*ab</sup>
<b>Madura</b>			
No gestión	58,3 ± 27,1 <sup>*aa</sup>	76,7 ± 25,4 <sup>*a</sup>	74,1 ± 27,9 <sup>*a</sup>
Gestión	4,3 ± 4,0 <sup>*a</sup>	21,6 ± 14,2 <sup>*b</sup>	10,2 ± 8,8 <sup>*ab</sup>
<b>Irregular</b>			
No gestión	18,3 ± 16,0 <sup>*aa</sup>	62,5 ± 23,8 <sup>b</sup>	48,2 ± 25,1 <sup>*b</sup>
Gestión	42,3 ± 25,1 <sup>*aa</sup>	74,9 ± 23,0 <sup>b</sup>	70,8 ± 23,6 <sup>*b</sup>



**Figura 4:** Simulación del porcentaje máximo anual de pérdida de conductividad (PLC) para tres escenarios climáticos dentro de cada tipología forestal (masa regular: joven, adulta, madura; masa irregular) y tratamiento (no gestión, gestión). Los valores de PLC son promedios de PLC máximo de las múltiples cohortes de *Pinus nigra* de cada parcela. El escenario “Histórica-Observada (404)” indica simulaciones computadas con datos meteorológicos históricos interpolados y concentración de CO<sub>2</sub> ([CO<sub>2</sub>]) observada en 2016 (año de inventario); y los escenarios “Proyectada-Baja (404)” y “Proyectada-Alta (541)” indican simulaciones realizadas con datos meteorológicos predichos de la trayectoria de concentración representativa (RCP) 8.5 y con una [CO<sub>2</sub>] baja (observada en 2016) y alta (predicha en 2051), respectivamente. La línea discontinua vertical indica el año de la intervención forestal, y el polígono gris señala las simulaciones pre-intervención computadas con datos forestales del inventario (2016; post-intervención).

## 5. Discusión

En este estudio hemos investigado, mediante la combinación de la dendrocronología y un modelo forestal de balance hídrico, cómo tratamientos silvícolas realizados en 2016 han afectado al crecimiento del árbol y estrés hídrico de diferentes masas de *Pinus nigra* de Cataluña. En general observamos que la gestión forestal aumentó el crecimiento de los árboles (incremento de área basal [IAB]) para todas las tipologías estudiadas, si bien las simulaciones de balance hídrico revelaron que los tratamientos solo redujeron significativamente el estrés hídrico (porcentaje de pérdida de conductividad [PLC]) de las masas gestionadas de tipología adulta y madura (masas regulares de entre 60 y 100 años aprox.). Estos resultados han revelado el papel mediador en la relación gestión – IAB/PLC de las características propias de las parcelas, como la edad y estructura forestal, así como de las condiciones climáticas extremas.

Los tratamientos silvícolas incrementaron especialmente el IAB de las masas más maduras durante períodos de estrés hídrico (SPEI6 < -1), mientras que, en el rodal joven e irregular, el IAB fue particularmente promovido durante períodos húmedos (SPEI6 > 1). Se ha visto que la reducción de la densidad arbórea alivia el impacto de la sequía bajo las condiciones más xéricas, que típicamente limitan el



crecimiento de los árboles (SOHN *et al.*, 2016; STECKEL *et al.*, 2020). Por ejemplo, MANRIQUE-ALBA *et al.* (2022) detectaron en España que las claras tuvieron un efecto más limitado en entornos fríos y húmedos sobre el crecimiento individual del *P. nigra* en comparación con sitios secos. En la misma zona de estudio, MANRIQUE-ALBA *et al.* (2021) también encontraron tras las claras una disminución en la sensibilidad del crecimiento (IAB) al SPEI (i.e., condiciones climáticas extremas), similar a lo observado en nuestros rodales más maduros. De hecho, otros estudios realizados en distintos bosques de pino laricio ya detectaron que la reducción de la masa arbórea debilita la relación entre el crecimiento radial y el clima (principalmente relacionada con la precipitación), haciendo que los árboles sean menos dependientes de las condiciones climáticas adversas (MARTÍN-BENITO *et al.*, 2010; D'AMATO *et al.*, 2013; SÁNCHEZ-SALGUERO *et al.*, 2013). Esta tendencia, observada específicamente en nuestras masas más maduras (y con árboles de mayor tamaño), puede explicarse por su menor resistencia al estrés hídrico debido a: un sistema hidráulico menos eficiente (dificultades para bombear agua desde las raíces hasta la copa; OLSON *et al.*, 2018), una mayor demanda evaporativa (BENNETT *et al.*, 2015) y una mayor necesidad de agua para mantener una producción fotosintética más elevada al haber más superficie foliar (RYAN & YODER, 1997). Así pues, la reducción de la competencia por los recursos minimiza estas limitaciones intrínsecas de los árboles más maduros y grandes durante períodos de sequía, lo que puede conducir a una mayor disponibilidad de agua y una mejora en la eficiencia del uso del agua (DEL CAMPO *et al.*, 2022). En este sentido, también observamos que las actuaciones redujeron significativamente el estrés hídrico (PLC) en las dos tipologías de más edad. Por contra, los rodales joven e irregular (dominados mayormente por individuos jóvenes-adultos) mostraron resultados diferentes a los de las masas adultas y maduras. Es decir, los tratamientos silvícolas mantuvieron o aumentaron la sensibilidad del IAB al SPEI6 principalmente durante períodos húmedos, a pesar de que incrementaron los niveles de estrés hídrico (i.e., PLC – gestionadas > PLC – no-gestionadas). En relación al efecto sobre el IAB, podría explicarse por una mayor compensación en el crecimiento de árboles jóvenes, en comparación con los más maduros, para los cuales los árboles en pie aumentaron su tasa de crecimiento tras eventos de sequía y durante condiciones favorables de crecimiento (períodos húmedos), con el fin de compensar pérdidas pasadas (GESSLER *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2023). En un pinar de *P. nigra* ubicado en el centro-este de España, LUCAS-BORJA *et al.* (2021) ya detectaron este mecanismo de aclimatación temporal en árboles jóvenes al comparar el crecimiento radial de pinos muy jóvenes (edad <20 años) y adultos-maduros (edad 21-120 años).

Aparte de la edad del rodal, la intensidad de la corta y el tipo de tratamiento también pudieron haber influido en los resultados. Los rodales adulto y maduro estuvieron sujetos a cortas de regeneración (preparatorias) con intensidades del 30% aprox. (reducción del AB), mientras que las actuaciones en los rodales joven e irregular fueron claras por lo bajo y entresacas por bosquetes, respectivamente, con 22% aprox. de intensidad. Existe un consenso generalizado en que el crecimiento radial incrementa a mayor intensidad de clara (SOHN *et al.*, 2016), como se ha observado en nuestros rodales. Por ejemplo, NAVARRO-CERRILLO *et al.* (2019) encontraron en una plantación de pino laricio en el sur de España mayores respuestas de crecimiento después de claras fuertes y moderadas (60% y 30% de reducción en AB, respectivamente). En el caso del impacto de la intensidad de clara



sobre el balance hídrico no hay tanto consenso porque depende de muchos factores y de la variable analizada (LECHUGA *et al.*, 2017; HELLUY *et al.*, 2020). Las claras reducen la competencia por luz, agua y nutrientes, pero, por contra, aumentan la tasa de transpiración de los árboles en pie y la evaporación del agua del suelo. Por ejemplo, PRIMICIA *et al.* (2013) observaron valores más altos de humedad del suelo en parcelas sin gestionar en comparación con parcelas aclaradas (reducción del 20–30% en AB) dentro de un bosque de *Pinus sylvestris* en los Pirineos.

Los resultados han mostrado también cómo serán en un futuro los niveles de PLC máximo de cada tipología, según el escenario RCP 8.5 para el periodo 2051-2060, y cómo la gestión forestal implementada en 2016 puede influir en la respuesta de PLC a las condiciones meteorológicas de dicho escenario. Se ha predicho que este futuro climático en la zona de estudio mostrará poca variación en la precipitación anual respecto a los valores históricos recientes, aunque sí un aumento considerable de la evapotranspiración, temperatura media y [CO<sub>2</sub>] (no mostrado en Resultados). Esta situación conducirá a un aumento de PLC máximo medio en aquellas tipologías cuyo nivel de PLC máximo histórico (2010-2022) estaba por debajo del umbral de disfunción hidráulica en coníferas (50%), es decir en las masas joven e irregular no gestionadas. No obstante, parece que las masas adulta y madura no gestionadas mostraron un PLC máximo medio alto tanto en el periodo histórico como en el futuro (sin diferencias significativas), lo que puede indicar que masas actualmente estresadas no se verán más perjudicadas por el cambio climático, como consecuencia de una posible estrategia adaptativa (MARTÍNEZ-VILALTA *et al.*, 2012). Sin embargo, hemos detectado que precisamente en estas tipologías que actualmente se encuentran bajo mucho estrés hídrico (parcelas control), también son las que muestran un PLC máximo medio más pequeño cuando la masa era gestionada. Estos tratamientos son muy relevantes de cara a adaptar las masas adultas-maduras de *P. nigra* a las futuras condiciones climáticas, pues observamos que los niveles de estrés hídrico máximo del periodo histórico y futuro se mantienen igual de bajos. Por otro lado, hemos querido evaluar el papel fertilizante de la [CO<sub>2</sub>] atmosférico, simulando con dos niveles diferentes de concentración para el escenario climático futuro (404 y 541 ppm). Estadísticamente no observamos diferencias significativas entre las medias de PLC máximo, si bien las masas adulta y madura, sobre todo aquellas gestionadas, mostraron diferencias interanuales. En general, el efecto del aumento en los niveles de [CO<sub>2</sub>] en el crecimiento y balance hídrico puede considerarse positivo bajo condiciones específicas (especie de árbol, ubicación, condiciones climáticas) (VACEK *et al.*, 2023a), aunque no compensa los efectos esperados de incremento de demanda evaporativa.

Cabe mencionar que los resultados de este estudio deben ser tomados con cautela y que sería interesante completar el estudio con más datos de otras parcelas, dado que el diseño experimental sólo consta de una parcela por tipología. Además, en el caso de la tipología regular joven, las parcelas gestionada vs no gestionada no son estrictamente pareadas, aunque la parcela no gestionada está cuidadosamente replantada muy próxima a la parcela gestionada.



## 6. Conclusiones

Este estudio demuestra que la gestión de masas de pino laricio, con intensidades de corta de alrededor del 30% del área basimétrica inicial (cortas moderadas), es relevante para mejorar el crecimiento y reducir el estrés hídrico, particularmente en rodales adultos y maduros. Los resultados destacan que dicha gestión alivia las limitaciones intrínsecas de los árboles de más edad durante períodos de sequía, disminuyendo su vulnerabilidad al estrés hídrico y facilitando su adaptación a condiciones climáticas futuras. Sin embargo, los rodales joven e irregular mostraron respuestas de crecimiento más intensas durante los períodos húmedos, reflejando su capacidad de compensación del crecimiento después de episodios de sequía. Esto subraya la importancia de diseñar estrategias de gestión específicas según la estructura, edad del rodal y condiciones climáticas, principalmente las extremas. Además, las simulaciones sugieren que los aumentos en las concentraciones futuras de CO<sub>2</sub> podrían tener un efecto parcialmente mitigador del impacto negativo del calentamiento global sobre estos pinares, reduciendo su estrés hídrico, especialmente en rodales gestionados adultos y maduros.

## 7. Agradecimientos

Proyecto “ForH2O” financiado por la Agència de Gestió d'Ajuts Universitaris i de Recerca (AGAUR), proyecto “IMPROMED” (PID2023-152644NB-I00) del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades de España (MICINN) y proyecto “ONEforest” H2020 (101000406). Agradecemos la colaboración de las personas implicadas en la toma y gestión de datos de campo por parte del CTFC, así como a los revisores de esta comunicación.

## 8. Bibliografía

- BEGUERIA, S.; VICENTE-SERRANO, S.M.; 2023. SPEI: Calculation of the Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index. R package version 1.8.1. <https://CRAN.R-project.org/package=SPEI>.
- BELTRÁN, M.; PIQUÉ, M.; CERVERA, T.; PALERO, N.; CAMPRODON, J.; 2018. Manual de buenas prácticas de gestión para la conservación de los bosques de pino laricio. Compatibilización de la producción forestal y la conservación del hábitat. Proyecto Life+ PINASSA. Centre de la Propietat Forestal, p. 68.
- BENNETT, A.C.; MCDOWELL, N.G.; ALLEN, C.D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.J.; 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nat. Plants* 1, 15139. doi:10.1038/nplants.2015.139
- BOTTERO, A.; D'AMATO, A.W.; PALIK, B.J.; BRADFORD, J.B.; FRAVER, S.; BATTAGLIA, M.A.; Asherin, L.A.; 2017. Density-dependent vulnerability of forest ecosystems to drought. *J. Appl. Ecol.* 54, 1605–1614. doi:10.1111/1365-2664.12847
- BRÉDA, N.; GRANIER, A.; AUSSÉNAC, G.; 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.)



- Liebl.). *Tree Physiol.* 15, 295–306. doi:10.1093/treephys/15.5.295
- BROOKS, M.E.; KRISTENSEN, K.; VAN BENTHEM, K.J.; MAGNUSSON, A.; BERG, C.W.; NIELSEN, A.; SKAUG, H.J.; MACHLER, M.; BOLKER, B.M.; 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *R J.* 9, 378–400.
- BUNN, A.G.; 2010. Statistical and visual crossdating in R using the dplR library. *Dendrochronologia* 28, 251–258.
- D'AMATO, A.W.; BRADFORD, J.B.; FRAVER, S.; PALIK, B.J.; 2013. Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecol. Appl.* 23, 1735–1742. doi:https://doi.org/10.1890/13-0677.1
- DANYAGRI, G.; BARAL, S.K.; WATERHOUSE, M.J.; NEWSOME, T.A.; 2023. Climate-mediated lodgepole pine tree growth response to thinning and fertilization in interior British Columbia. *For. Ecol. Manage.* 544, 121161. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121161
- DE CÁCERES, M.; MARTIN-STPAUL, N.; GRANDA, V.; CABON, A.; 2017. meteoland: Landscape Meteorology Tools. R package version 0.6.4.
- DE CÁCERES, M.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; COLL, L.; LLORENS, P.; CASALS, P.; POYATOS, R.; PAUSAS, J.G.; BROTONS, L.; 2015. Coupling a water balance model with forest inventory data to predict drought stress: the role of forest structural changes vs. climate changes. *Agric. For. Meteorol.* 213, 77–90.
- DE CÁCERES, M.; MOLOWNY-HORAS, R.; CABON, A.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; MENCUCCINI, M.; GARCÍA-VALDÉS, R.; NADAL-SALA, D.; SABATÉ, S.; MARTIN-STPAUL, N.; MORIN, X.; D'ADAMO, F.; BATLLORI, E.; AMÉZTEGUI, A.; 2023. MEDFATE 2.9.3: a trait-enabled model to simulate Mediterranean forest function and dynamics at regional scales. *Geosci. Model Dev.* 16, 3165–3201. doi:10.5194/gmd-16-3165-2023
- DEL CAMPO, A.D.; OTSUKI, K.; SERENGIL, Y.; BLANCO, J.A.; YOUSEFPOUR, R.; WEI, X.; 2022. A global synthesis on the effects of thinning on hydrological processes: Implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* 519, 120324. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120324
- GESSLER, A.; BOTTERO, A.; MARSHALL, J.; AREND, M.; 2020. The way back: recovery of trees from drought and its implication for acclimation. *New Phytol.* 228, 1704–1709. doi:https://doi.org/10.1111/nph.16703
- GRANIER, A.; BRÉDA, N.; BIRON, P.; VILLETTE, S.; 1999. A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecol. Modell.* 116, 269–283. doi:https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00205-1
- Helluy, M.; Prévosto, B.; Cailleret, M.; Fernandez, C.; Balandier, P.; 2020. Competition and water stress indices as predictors of *Pinus halepensis* Mill. radial growth under drought. *For. Ecol. Manage.* 460, 117877. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117877
- Holmes, R.L.; 1983. Computer-Assisted Quality Control in Tree-Ring Dating and Measurement. *Tree-Ring Bull.*
- IPCC; 2023. Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. doi:DOI: 10.1017/9781009157896
- LARSSON, L.A.; 2003a. CooRecorder: image co-ordinate recording program.
- LARSSON, L.A.; 2003b. CDendro: Cybis Dendro Dating Program.
- LECHUGA, V.; CARRARO, V.; VIÑEGLA, B.; CARREIRA, J.A.; LINARES, J.C.; 2017. Managing drought-sensitive forests under global change. Low competition enhances long-term growth and water uptake in *Abies pinsapo*. *For. Ecol. Manage.*



406, 72–82.

LIU, P.; HU, S.; WEI, H.; HE, W.; ZHOU, Y.; WANG, Y.; 2023. Response of radial growth of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* of different stand ages to climate and extreme drought events in the semi-arid region of western Liaoning, Northeast China. *Front. For. Glob. Chang.* 6.

LUCAS-BORJA, M.E.; BOSE, A.K.; ANDIVIA, E.; CANDEL-PEREZ, D.; PLAZA-ÁLVAREZ, P.A.; LINARES, J.C.; 2021. Assessing tree drought resistance and climate-growth relationships under different tree age classes in a *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* forest. *Forests* 12, 1161.

LÜDECKE, D.; BEN-SHACHAR, M.S.; PATIL, I.; WAGGONER, P.; MAKOWSKI, D.; 2021. performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *J. Open Source Softw.* 6.

MANRIQUE-ALBA, À.; BEGUERÍA, S.; CAMARERO, J.J.; 2022. Long-term effects of forest management on post-drought growth resilience: An analytical framework. *Sci. Total Environ.* 810, 152374. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152374>

MANRIQUE-ALBA, À.; BEGUERÍA, S.; MOLINA, A.J.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; TOMÀS-BURGUERA, M.; DEL CAMPO, A.D.; COLANGELO, M.; CAMARERO, J.J.; 2020. Long-term thinning effects on tree growth, drought response and water use efficiency at two Aleppo pine plantations in Spain. *Sci. Total Environ.* 728, 138536. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138536>

MANRIQUE-ALBA, À.; BEGUERÍA, S.; TOMAS-BURGUERA, M.; CAMARERO, J.J.; 2021. Increased Post-Drought Growth after Thinning in *Pinus nigra* Plantations. *Forests* 12, 985.

MARTÍN-BENITO, D.; DEL RÍO, M.; HEINRICH, I.; HELLE, G.; CAÑELLAS, I.; 2010. Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *For. Ecol. Manage.* 259, 967–975. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.001>

MARTÍNEZ-VILALTA, J.; LÓPEZ, B.C.; LOEPFE, L.; LLORET, F.; 2012. Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia* 168, 877–888. doi:10.1007/s00442-011-2132-8

MEINSHAUSEN, M.; SMITH, S.J.; CALVIN, K.; DANIEL, J.S.; KAINUMA, M.L.T.; LAMARQUE, J.-F.; MATSUMOTO, K.; MONTZKA, S.A.; RAPER, S.C.B.; RIAHI, K.; THOMSON, A.; VELDERS, G.J.M.; VAN VUUREN, D.P.P.; 2011. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Clim. Change* 109, 213. doi:10.1007/s10584-011-0156-z

MOUILLOT, F.; RAMBAL, S.; LAVOREL, S.; 2001. A generic process-based Simulator for mediterranean landscapes (SIERRA): design and validation exercises. *For. Ecol. Manage.* 147, 75–97. doi:[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00432-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00432-1)

NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H.; 2013. A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. *Methods Ecol. Evol.* 4, 133–142.

NAVARRO-CERRILLO, R.M.; CACHINERO-VIVAR, A.M.; PÉREZ-PRIEGO, Ó.; ASPIZUA CANTÓN, R.; BEGUERÍA, S.; JULIO CAMARERO, J.; 2023. Developing alternatives to adaptive silviculture: Thinning and tree growth resistance to drought in a *Pinus* species on an elevated gradient in Southern Spain. *For. Ecol. Manage.* 537, 120936. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120936>

NAVARRO-CERRILLO, R.M.; SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; RODRIGUEZ, C.; DUQUE LAZO, J.; MORENO-ROJAS, J.M.; PALACIOS-RODRIGUEZ, G.; CAMARERO, J.J.; 2019. Is thinning an alternative when trees could die in response to drought? The case of planted *Pinus nigra* and *P. sylvestris* stands in southern Spain. *For. Ecol. Manage.* 433, 313–324. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.006>

OLSON, M.E.; SORIANO, D.; ROSELL, J.A.; ANFODILLO, T.; DONOGHUE, M.J.;



- EDWARDS, E.J.; LEÓN-GÓMEZ, C.; DAWSON, T.; CAMARERO MARTÍNEZ, J.J.; CASTORENA, M.; ECHEVERRÍA, A.; ESPINOSA, C.I.; FAJARDO, A.; GAZOL, A.; ISNARD, S.; LIMA, R.S.; MARCATI, C.R.; MÉNDEZ-ALONZO, R.; 2018. Plant height and hydraulic vulnerability to drought and cold. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 7551–7556. doi:10.1073/pnas.1721728115
- PARDOS, M.; DEL RÍO, M.; PRETZSCH, H.; JACTEL, H.; BIELAK, K.; BRAVO, F.; BRAZAITIS, G.; DEFOSSEZ, E.; ENGEL, M.; GODVOD, K.; JACOBS, K.; JANSONE, L.; JANSONS, A.; MORIN, X.; NOTHDURFT, A.; ORETI, L.; PONETTE, Q.; PACH, M.; RIOFRÍO, J.; RUÍZ-PEINADO, R.; TOMAO, A.; UHL, E.; CALAMA, R.; 2021. The greater resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: Analysis along a climate gradient across Europe. *For. Ecol. Manage.* 481, 118687. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118687
- PRIMICIA, I.; CAMARERO, J.J.; IMBERT, J.B.; CASTILLO, F.J.; 2013. Effects of thinning and canopy type on growth dynamics of *Pinus sylvestris*: inter-annual variations and intra-annual interactions with microclimate. *Eur. J. For. Res.* 132, 121–135.
- R CORE TEAM; 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- ROCA, J.; ARELLANO, B.; ZHENG, Q.; 2024. Spain: towards a drier and warmer climate?, in: EMS Annual Meeting 2024. Barcelona (España). doi:https://doi.org/10.5194/ems2024-932
- RYAN, M.G.; YODER, B.J.; 1997. Hydraulic Limits to Tree Height and Tree Growth. *Bioscience* 47, 235–242. doi:10.2307/1313077
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; CAMARERO, J.J.; DOBBERTIN, M.; FERNÁNDEZ-CANCIO, Á.; VILÀ-CABRERA, A.; MANZANEDO, R.D.; ZAVALA, M.A.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; 2013. Contrasting vulnerability and resilience to drought-induced decline of densely planted vs. natural rear-edge *Pinus nigra* forests. *For. Ecol. Manage.* 310, 956–967.
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; CAMARERO, J.J.; FERNÁNDEZ-CANCIO, Á.; 2012. Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Clim. Change* 113, 767–785. doi:10.1007/s10584-011-0372-6
- SIMON, D.-C.; AMEZTEGUI, A.; 2023. Modelling the influence of thinning intensity and frequency on the future provision of ecosystem services in Mediterranean mountain pine forests. *Eur. J. For. Res.* doi:10.1007/s10342-023-01539-y
- SOHN, J.A.; SAHA, S.; BAUHUS, J.; 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 380, 261–273. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.046
- STECKEL, M.; MOSER, W.K.; DEL RÍO, M.; PRETZSCH, H.; 2020. Implications of Reduced Stand Density on Tree Growth and Drought Susceptibility: A Study of Three Species under Varying Climate. *Forests*. doi:10.3390/f11060627
- THORNTON, P.E.; HASENAUER, H.; WHITE, M.A.; 2000. Simultaneous estimation of daily solar radiation and humidity from observed temperature and precipitation: an application over complex terrain in Austria. *Agric. For. Meteorol.* 104, 255–271.
- THORNTON, P.E.; RUNNING, S.W.; 1999. An improved algorithm for estimating incident daily solar radiation from measurements of temperature, humidity, and precipitation. *Agric. For. Meteorol.* 93, 211–228.
- VACEK, Z.; CUKOR, J.; VACEK, S.; GALLO, J.; BAŽANT, V.; ZEIDLER, A.; 2023a. Role of black pine (*Pinus nigra* J. F. Arnold) in European forests modified by climate change. *Eur. J. For. Res.* 142, 1239–1258. doi:10.1007/s10342-023-01605-5
- VACEK, Z.; VACEK, S.; CUKOR, J.; 2023b. European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. *J. Environ. Manage.* 332, 117353. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117353



- VERGARECHEA, M.; CALAMA, R.; PRETZSCH, H.; ALDAY, J.G.; DEL RÍO, M.; 2021. Short-and long-term growth response to climate in mixed and monospecific forests of *Pinus pinea* and *Pinus pinaster*. *Eur. J. For. Res.* 1–16.
- VERSACE, S.; BRÄUNING, A.; CHERUBINI, P.; FEBBRARO, M. DI; HÄUSSER, M.; LOMBARDI, F.; MARCHETTI, M.; MARZILIANO, P.A.; SALBITANO, F.; SZYMCZAK, S.; TOGNETTI, R.; 2022. New evidence for population-specific responses to drought events from tree ring chronologies of *Pinus nigra* ssp. *laricio* across the entire distribution range. *Agric. For. Meteorol.* 323, 109076. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.109076>
- VICENTE-SERRANO, S.M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J.I.; 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Clim.* 23, 1696–1718. doi:10.1175/2009JCLI2909.1
- VILÀ-CABRERA, A.; COLL, L.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; RETANA, J.; 2018. Forest management for adaptation to climate change in the Mediterranean basin: A synthesis of evidence. *For. Ecol. Manage.* 407, 16–22.
- WALKER, A.P.; DE KAUWE, M.G.; BASTOS, A.; BELMECHERI, S.; GEORGIU, K.; KEELING, R.F.; MCMAHON, S.M.; MEDLYN, B.E.; MOORE, D.J.P.; NORBY, R.J.; ZAEHLE, S.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.J.; BATTIPAGLIA, G.; BRIENEN, R.J.W.; CABUGAO, K.G.; CAILLERET, M.; CAMPBELL, E.; CANADELL, J.G.; CIAIS, P.; CRAIG, M.E.; ELLSWORTH, D.S.; FARQUHAR, G.D.; FATICHI, S.; FISHER, J.B.; FRANK, D.C.; GRAVEN, H.; GU, L.; HAVERD, V.; HEILMAN, K.; HEIMANN, M.; HUNGATE, B.A.; IVERSEN, C.M.; JOOS, F.; JIANG, M.; KEENAN, T.F.; KNAUER, J.; KÖRNER, C.; LESHYK, V.O.; LEUZINGER, S.; LIU, Y.; MACBEAN, N.; MALHI, Y.; MCVICAR, T.R.; PENUELAS, J.; PONGRATZ, J.; POWELL, A.S.; RIUTTA, T.; SABOT, M.E.B.; SCHLEUCHER, J.; SITCH, S.; SMITH, W.K.; SULMAN, B.; TAYLOR, B.; TERRER, C.; TORN, M.S.; TRESEDER, K.K.; TRUGMAN, A.T.; TRUMBORE, S.E.; VAN MANTGEM, P.J.; VOELKER, S.L.; WHELAN, M.E.; ZUIDEMA, P.A.; 2021. Integrating the evidence for a terrestrial carbon sink caused by increasing atmospheric CO<sub>2</sub>. *New Phytol.* 229, 2413–2445. doi:<https://doi.org/10.1111/nph.16866>
- WOTHERSPOON, A.R.; DUCHESNE, L.; BARRETTE, M.; HOULE, D.; 2022. Pre-commercial thinning could mitigate drought stress of black spruce stands. *For. Ecol. Manage.* 517, 120278. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120278>