



9CFE-1689

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



Modelización del establecimiento de *Pinus pinaster* Ait. en el sur de España utilizando entresaca por bosquetes.

DE LA CÁMARA, A. (1), DE FRUTOS, S. (2), ALDEA, J. (1) RUÍZ-PEINADO, R. (1), RODRÍGUEZ-ALONSO, J. (1), BRAVO-FERNÁNDEZ, J.A. (3), ROIG-GÓMEZ, S. (3), DEL RÍO, M. (1)

1. Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR-INIA, CSIC) Madrid, España.
2. Joint Research Unit CTFC-AGROTECNIO-CERCA, Ctra. Sant Llorenç de Morunys km. 2, 25280 Solsona, España
3. ECOGEOFOR. ETS de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. UPM.

Resumen

La diversificación estructural y específica de los bosques es fundamental para su adaptación al cambio climático. Las reforestaciones del siglo XX generaron rodales monoespecíficos y coetáneos, menos resilientes ante perturbaciones y al cambio climático.

Para estudiar si las cortas de entresaca por bosquetes pueden conseguir la regeneración en masas de pino resinero (*Pinus pinaster* Ait.), se instaló un experimento en un rodal de 70 años en Sierra Madrona, Ciudad Real. Consistió en la apertura de 14 bosquetes con un diámetro de 2 a 3,5 veces la altura dominante de la masa. Desde 2018, se han monitoreado anualmente los factores ecológicos y las características de las plántulas cada otoño.

Los resultados indican que la cobertura de matorral puede ofrecer protección a las plántulas que han desarrollado acículas juveniles, mientras que el espesor de la capa de hojarasca existente limita la continuidad del regenerado que germina en el tiempo, por impedir el acceso de la raíz al suelo mineral.

Finalmente, la gran brecha de supervivencia entre plántulas del año (alrededor del 20%) y de más de un año (aproximadamente 70%), junto a un diferente comportamiento ante las variables estudiadas, sugiere la necesidad de más investigación para comprender su dinámica de establecimiento ante el cambio climático.

Palabras clave

Regeneración natural, diversificación, resiliencia, irregularización.

1. Introducción

Durante la segunda mitad del siglo XX, España vivió una transformación significativa en su paisaje forestal gracias al Plan General de Repoblación Forestal, que incrementó en 3,5 millones de hectáreas la superficie arbolada del país. Este esfuerzo buscaba combatir la intensa deforestación, proteger el suelo frente a la erosión y satisfacer diversas demandas sociales y económicas. Entre las especies utilizadas en las repoblaciones destacó el pino resinero (*Pinus pinaster* Ait.), con



más de 800.000 ha reforestadas, que se sumaron a las 600.000 ha de masas naturales preexistentes en el territorio (VADELL et al., 2019).

Aunque el pino resinero fue fundamental en estas repoblaciones, la falta de gestión posterior a su establecimiento en mucha superficie ha generado varios problemas. Muchas de estas masas forestales se han convertido en formaciones monoespecíficas, densas y coetáneas, con baja resiliencia frente a perturbaciones como incendios, plagas y los efectos del cambio climático (GRIESS & KNOKE, 2011; GIORGI & LIONELLO, 2008; MADRIGAL, 1998). Además, algunas se enfrentan a problemas de adaptación al sitio y una gestión silvícola limitada (GARCÍA-GÜEMES Y CALAMA, 2015; AMÉZTEGUI et al., 2017). Esto subraya la necesidad de aplicar técnicas de gestión adaptativa para mejorar la calidad y sostenibilidad de estas masas forestales.

Desde la perspectiva de la selvicultura adaptativa, se promueven estrategias que favorecen la creación de masas mixtas e irregulares, ya que presumiblemente, son más resilientes y cuentan con una mayor capacidad adaptativa frente al cambio climático. Una de estas técnicas es la entresaca por bosquetes, que busca transformar las masas monoespecíficas en bosques mixtos e irregulares, más resilientes frente al cambio climático (NAGEL et al., 2017).

La entresaca por bosquetes consiste en la creación de pequeños claros de menos de 0,5 ha dentro de la masa forestal. Estos claros generan diversos microhábitats, dependiendo de la cantidad de luz disponible, lo que permite el desarrollo de una gradación de especies arbóreas y fomenta la diversidad del ecosistema. Además, esta técnica minimiza los posibles impactos sociales, económicos y ecológicos al integrarse en una gestión sostenible del bosque (SZMYT, 2024; DE FRUTOS et al., 2023).

El pino resinero es una especie mediterránea característica de Portugal, España, Italia y el sur de Francia. Es intolerante a la sombra, además de tener una alta resistencia a condiciones extremas como radiación intensa, sequía y temperaturas elevadas. Sin embargo, estas mismas condiciones pueden generar una alta mortalidad en las plántulas cuando la exposición solar es excesiva (ERDOZAIN et al., 2023).

La regeneración natural del pino resinero suele ocurrir tras incendios o ataques de plagas y comienza con una intensa competencia con herbáceas y matorrales (RIBEIRO et al., 2022). En esta etapa, una alta proporción de las plántulas muere. La supervivencia depende de factores como la presencia de restos orgánicos, que moderan las condiciones microclimáticas y facilitan el crecimiento inicial. No obstante, acumulaciones excesivas de restos pueden promover patógenos o limitar el oxígeno en las raíces juveniles (RODRÍGUEZ-GARCÍA et al., 2011b; SERRADA, 2011).

Además, la interacción con el matorral es crucial. Este puede actuar como



facilitador al reducir la desecación y proteger frente a herbívoros, pero también puede volverse competitivo a medida que las plántulas maduran (MORENO-FERNÁNDEZ et al., 2018). Trabajos recientes sugieren que la regeneración de esta especie podría beneficiarse de cubiertas parciales en lugar de exposición total al sol (VIZCAÍNO-PALOMAR et al., 2014; VERGARECHEA et al., 2019).

Este estudio se enmarca dentro de un esfuerzo más amplio por comprender la dinámica de la regeneración natural en masas de pino resinero procedente de las repoblaciones del siglo XX. En este contexto, se alinea con la investigación desarrollada por DE FRUTOS et al., 2023, en un pinar de la zona centro de la Península, contribuyendo a un entendimiento más integral de los procesos que afectan a estos ecosistemas. Este trabajo, específicamente, evalúa el impacto de la entresaca por bosquetes implementada en pinares repoblados sobre la regeneración del propio pino, así como sobre otras especies arbóreas que puedan contribuir a fomentar la diversidad específica. El estudio se centra especialmente en la etapa de establecimiento, considerada crítica debido a las altas tasas de mortalidad que el pino experimenta en esta fase inicial.

2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio consiste en analizar los factores condicionantes para el éxito de la regeneración y su efecto sobre el establecimiento de las plántulas en los primeros años de vida. De esta forma, se busca elaborar directrices que puedan usarse en una gestión forestal adaptativa.

Adicionalmente, también se pretende observar si existe algún tipo de patrón espacial en la aparición del regenerado dentro del bosquete y, en caso afirmativo, analizar qué factores condicionan dicho patrón.

3. Metodología

El estudio se basa en un dispositivo experimental instalado sobre una repoblación de pino resinero realizada en los años 50 del pasado siglo. Dicho dispositivo se localiza en el monte de Utilidad Pública nº 6, “Nava del Horno”, del término municipal de Fuencaliente (Ciudad Real), en el Parque Natural Valle de Alcudia y Sierra Madrona. Este pinar cuenta con presencia de distintas especies de frondosas en el subpiso: *Quercus pyrenaica* Willd., *Arbutus unedo* L., *Quercus faginea* Lam., *Quercus ilex* L. y *Quercus suber* L. en menores proporciones. Según el proyecto de Ordenación vigente (MOTOS Y CABRERA, 2009) la repoblación del monte, mediante siembra, tuvo lugar en 1954. La orientación general del dispositivo es NE, la altitud media de 900 m y la pendiente media del 22%. El suelo es un luvisol háplico con alta saturación de bases en profundidad.

Se diseñó un experimento de cortas de entresaca por bosquetes de diferentes tamaños ejecutada en septiembre de 2017 mediante apeo y tronzado con cosechadora forestal y desembosque con autocargador de todos los pinos, respetando las especies acompañantes existentes. El dispositivo cuenta con 14 bosquetes circulares, con un rango de diámetros entre 36 y 62 m, equivalentes a entre 2 y 3,5 veces la altura dominante de la masa. El seguimiento de la

regeneración se llevó a cabo en diferentes subparcelas con una disposición dentro de los bosquetes como se muestra en la Figura 1, 29 por bosquete, distribuidas en 8 radios. Tanto en los radios cardinales principales (N, S, E y O) como en los radios secundarios (NE, SE, NO y SO) se colocaron 3 subparcelas. Además, en los radios orientados hacia la solana y la umbría (NE y SO) se instalaron dos subparcelas adicionales, a modo de prolongación de ambos radios fuera del bosquete (ver Figura 1), para evaluar el efecto que tiene el tratamiento sobre la regeneración bajo la cubierta arbórea.

Las subparcelas de regeneración, utilizadas en este estudio, son circulares con radio de 1 m, tamaño escogido por su facilidad para ser replanteadas y medidas por una sola persona.

Dentro de los bosquetes se caracterizaron aquellos pies adultos de especies acompañantes, principalmente *Arbutus unedo*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea* y *Quercus suber* mediante la medición de diámetro, altura total y de copa, proyección de copa y localización dentro de los bosquetes de estos pies.

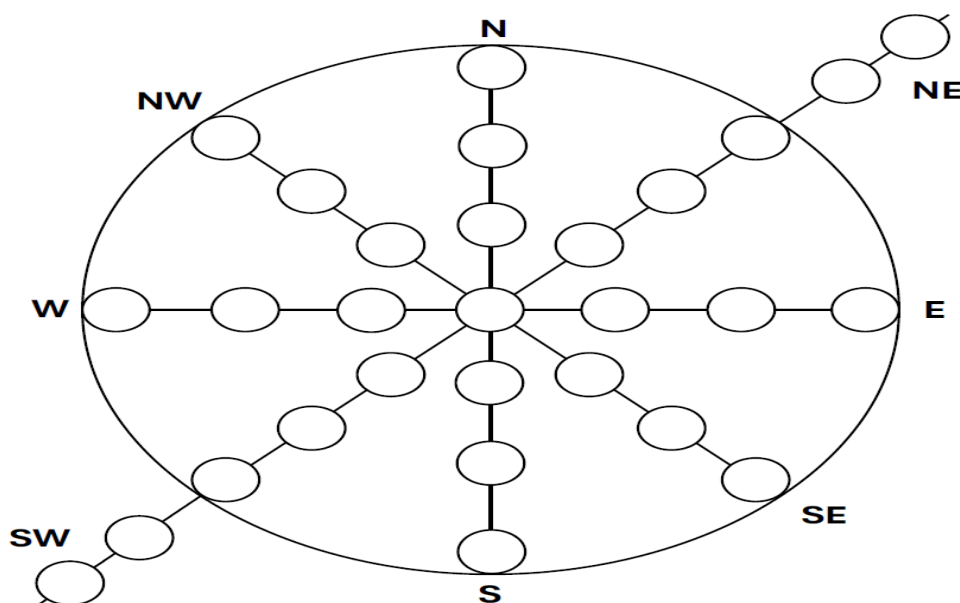


Figura 1. Disposición de las subparcelas dentro de los bosquetes.

Los datos se registraron en tres niveles: bosquete, subparcela y nivel de plántula durante seis otoños (2018-2023). La pendiente, la orientación y la altitud se midieron en cada bosquete.

A nivel de subparcela, se registraron datos sobre arbustos y herbáceas (especies o grupos de especies, cobertura, altura media y máxima y biovolumen aparente, calculado como el producto de la cobertura transformada a m² y la altura media), información sobre restos finos (hojarasca) y restos de cortas como leñas (cobertura y profundidad). Las especies de arbustos encontrados fueron principalmente de la familia Cistaceae (*Cistus ladanifer*, *C. populifolius*, *C. salviifolius* y *Halimium sp.*); mientras que los grupos funcionales de hierbas fueron principalmente gramíneas,

con presencia de asteráceas con roseta basal (Tabla 1).

Se tomaron fotografías hemisféricas de la mitad de los bosquetes a nivel de subparcela utilizando ForeStereo® (una descripción de este dispositivo se puede encontrar en RODRÍGUEZ-GARCÍA et al. (2011)). El Factor Global del Sitio (GSF, por sus siglas en inglés) se obtuvo analizando las fotografías con el *software* Gap Light Analyzer 2.0, teniendo en cuenta todas las características del sitio que pueden influir en la radiación (latitud, longitud, pendiente y orientación). Posteriormente, se reclasificó la luz en cada radio a una escala (0-100) para evitar problemas de convergencia, donde SO fue el radio más sombreado (0) y las subparcelas del ‘Centro’ las más iluminadas (+100). Este factor indica la cantidad de luz que es recibida en un punto, estimando la radiación directa y la difusa, no teniendo en cuenta al matorral.

A nivel de plántula, se registraron datos sobre la altura total, el diámetro basal, el tipo de acícula que había desarrollado: cotiledón, acícula juvenil o acícula adulta, la presencia de ramificaciones o si la plántula había sido mordida.

Tabla 1. Variables medidas e incorporadas en el análisis estadístico.

Variable	Descripción	Nivel	Rango	Media	Desviación estándar
Bosquete	Efecto del bosque	Bosquete	-	-	-
GSF	Global Site Factor (%)	Subparcela	17.65-91.95	56.85	18.83
Vol_Matorral	Volumen aparente de matorral (m ³)	Subparcela	0-2.45	0.045	0.16
Vol_Herbácea	Volumen aparente de herbáceas (m ³)	Subparcela	0-1.26	0.033	0.10
FCC_Matorral	Cobertura de matorral (%)	Subparcela	0-80	3.70	8.73
FCC_Herbácea	Cobertura de herbáceas (%)	Subparcela	0-100	10.38	19.37
Altura_Total	Altura total del pino (cm)	Planta	1-45	4.94	2.46
Acícula_Juvenil	Presencia (1) o ausencia (0) de acícula juvenil	Planta	0-1	0.35	0.47
Vol_Restos	Volumen aparente de restos (m ³)	Subparcela	0-0.942	0.081	0.088



Vol_Leñas	Volumen aparente de leñas (m³)	Subparcela	0-0.78	0.012	0.034
FCC_Restos	Cobertura de restos (%)	Subparcela	0-100	53.81	35.2
FCC_Leñas	Cobertura de leñas (%)	Subparcela	0-75	5.12	7.94
Año de muestreo	Año en el que se realizó el muestreo	-	2018-2023	-	-

La variable respuesta de interés fue la supervivencia de plántulas de pino en el primer año (seedlings), que se ha tratado según la distribución de Bernoulli, es decir, con dos posibles resultados, 1 (supervivencia) y 0 no (supervivencia). Un enfoque estadístico común para modelar una variable respuesta con distribución de Bernoulli es la regresión logística, ya sea con o sin efectos aleatorios (PAUSAS et al., 2006; PETERSSON et al., 2020). La regresión logística se basa en una función de enlace para vincular el valor esperado de la variable dependiente con los predictores, que se incluyen mediante el término lineal del modelo. Se seleccionó una función de enlace *logit*, que es la más comúnmente utilizada en la regresión logística (MANSO et al., 2019). Una expresión general del modelo es la siguiente, considerando i, j, k y l como los índices de bosque, subparcela, plántula y año de medición, respectivamente:

$$y_{ijkl} \sim \text{Bernoulli}(p_{ijkl})$$
$$E(y_{ijkl}) = p_{ijkl}, \quad \text{Var}(y_{ijkl}) = p_{ijkl}(1 - p_{ijkl})$$
$$\text{logit}(p_{ijkl}) = \log\left(\frac{p_{ijkl}}{1 - p_{ijkl}}\right) = \beta_0 + \sum \beta_m \cdot X_{ijkl} + a_i + a_{ij}$$

Donde y_{ijkl} es la variable respuesta (supervivencia de la plántula k, localizada en la subparcela j anidada en el bosque i, en la medición l (sí = 1, no = 0)), p_{ijkl} es la esperanza matemática de la variable respuesta, β_0 y β_m son los parámetros del modelo, las X son las variables explicativas, a_i es un efecto aleatorio del bosque y a_{ij} es un efecto aleatorio de la subparcela.

El desarrollo del modelo comenzó con una regresión logística sin efectos aleatorios. Primero, se probaron individualmente todas las covariables relevantes que se ajustaban a nuestras hipótesis, evaluando su efecto sobre la variable respuesta y la posible necesidad de introducir transformaciones (cuadrática, raíz cuadrada o logarítmica). Posteriormente, se consideraron interacciones entre los predictores, seleccionando las combinaciones que mejoraban el ajuste según el criterio de información de Akaike (AIC) (BURNHAM & ANDERSON, 2002).

Todos los análisis se realizaron utilizando R (R CORE TEAM, 2024), y en particular los paquetes “glmmTMB” (BATES et al., 2015), “MuMIn” (SUBHASH et al.,

2019) y “lmtest” (ZEILEIS & HOTHORN, 2002). El nivel de significancia se estableció en $\alpha = 0,05$.

4. Resultados

El proceso de germinación no parece representar un problema para el éxito de la regeneración dentro de los bosquetes. Como se puede observar en la Figura 2, desde el primer año tras las cortas la mitad de los bosquetes superaban una densidad media de plántulas de primer año, *seedlings* desde ahora, de 2000 pies/ha que RODRÍGUEZ et al. (2008), estableció como límite inferior para una regeneración exitosa en esta especie. Esta cifra ha ido ascendiendo hasta situarse en torno a los 3000 pies/ha de *seedlings* en otoño de 2023 (Figura 2). Sin embargo, una alto porcentaje de los *seedlings* mueren de un año a otro, con una tasa de mortalidad de entorno al 80% (Figura 3). Además, se ha observado una incidencia de plántulas correspondientes a las especies de quercíneas acompañantes, las cuales se concentran predominantemente en los márgenes de los bosquetes, representando menos del 10% del total de regeneración registrada en el ensayo.

Atendiendo a las cifras de plántulas mayores de un año, *saplings* desde ahora, más informativas del éxito de la regeneración, se observa un lento aumento conforme pasan los años. Los *saplings* son plántulas ya establecidas, más resistentes a la sequía, insolación y radiación, presentando así mortalidades muy inferiores a los *seedlings* (Figura 3). Durante los tres primeros años con presencia de *saplings* (2019, 2020 y 2021) se observa un estancamiento de la regeneración, los *seedlings* que lograban establecerse relevaban a los *saplings* de un año que morían. Sin embargo, los dos últimos años este fenómeno ha desaparecido permitiendo un mayor reclutamiento de *saplings*, logrando, en numerosos bosquetes, superar los 2000 pies/ha de plántulas establecidas (Figura 2).

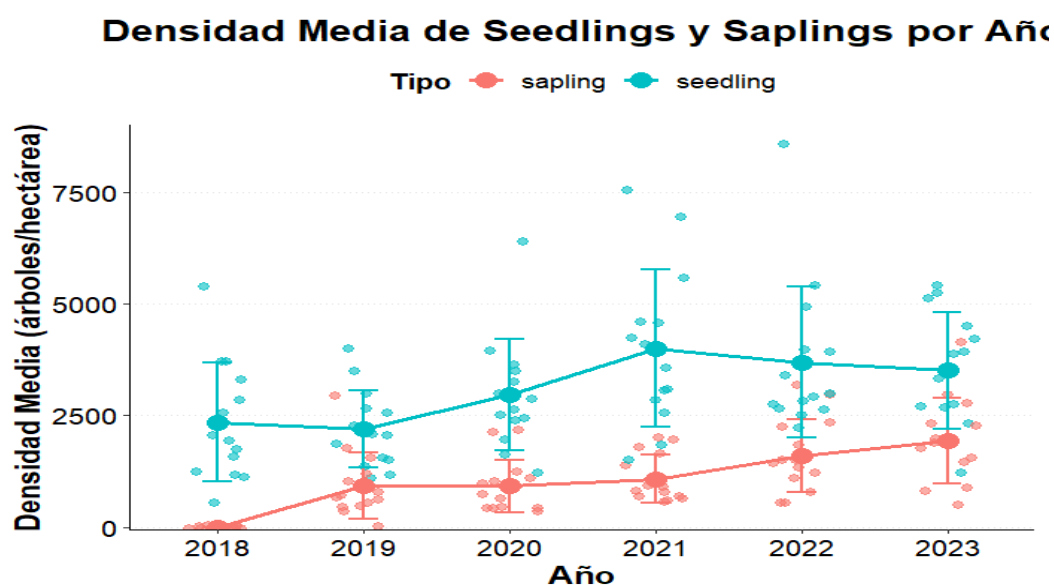


Figura 2. Evolución anual de la densidad de regenerado en los distintos bosquetes. El color azul corresponde a los pinos menores de un año (*seedlings*), mostrando mayor densidad, baja tasa de supervivencia y alta variabilidad. El color rojo corresponde a

los pinos mayores a un año o establecidos (saplings).

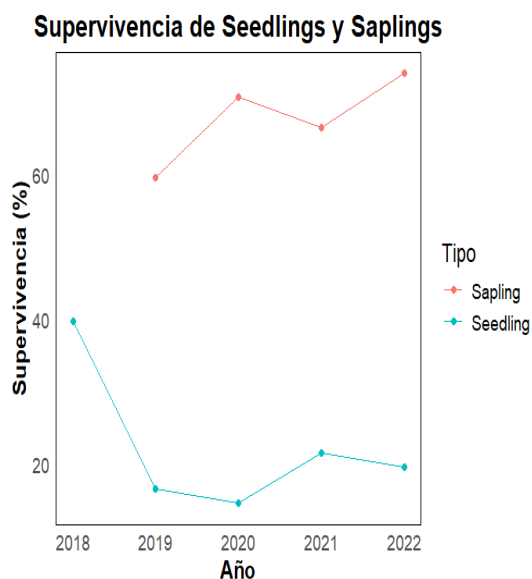


Figura 3. Supervivencia media de las plántulas (seedling en azul y sapling en rojo). Los valores corresponden con el porcentaje de plántulas que sobrevivieron el año.

Como se ha mencionado anteriormente, el porcentaje de supervivencia del primer año de la plántula es bajo, entorno al 20%. Las estimaciones de los parámetros del modelo de supervivencia de los *seedlings* en su primer año se pueden observar en la Tabla 3. Dada la función de enlace *logit*, los valores positivos de las estimaciones indican un efecto positivo en la probabilidad de supervivencia de los *seedlings*.

La altura total de la plántula tuvo un efecto positivo significativo sobre la supervivencia. Sin embargo, el volumen de restos acumulados en el suelo tuvo un efecto negativo sobre la supervivencia de las plántulas (Figura 4). Por otro lado, la presencia/ausencia de acícula juvenil en el momento de muestreo mostró una clara interacción con la cobertura de matorral y el Factor Global del Sitio (GSF). Como se puede observar en la Figura 5, cuando las plántulas carecían de acícula juvenil, la supervivencia no se veía modulada por la cobertura de matorral. Sin embargo, cuando la plántula ya había desarrollado acícula juvenil, la cubierta proporcionada por el matorral incrementaba la supervivencia. Al contrario que la cobertura del matorral, el GSF, en lugar de modular positivamente la supervivencia, lo hacía negativamente a valores más altos. Cuando la plántula carece de acícula juvenil no aparece este efecto. Valores altos de GSF están relacionados con mayor exposición solar.

Otras variables medidas como el biovolumen de herbáceas, los restos de madera gruesa, la pendiente o el diámetro basal de las plántulas no representaron un efecto significativo sobre la supervivencia de los *seedlings*.

Finalmente, la inclusión del año de muestreo y el efecto intrínseco de la posición

de las subparcelas como efectos aleatorios generó una mejora del ajuste del modelo (una disminución del criterio de Akaike 1668 a 1636).

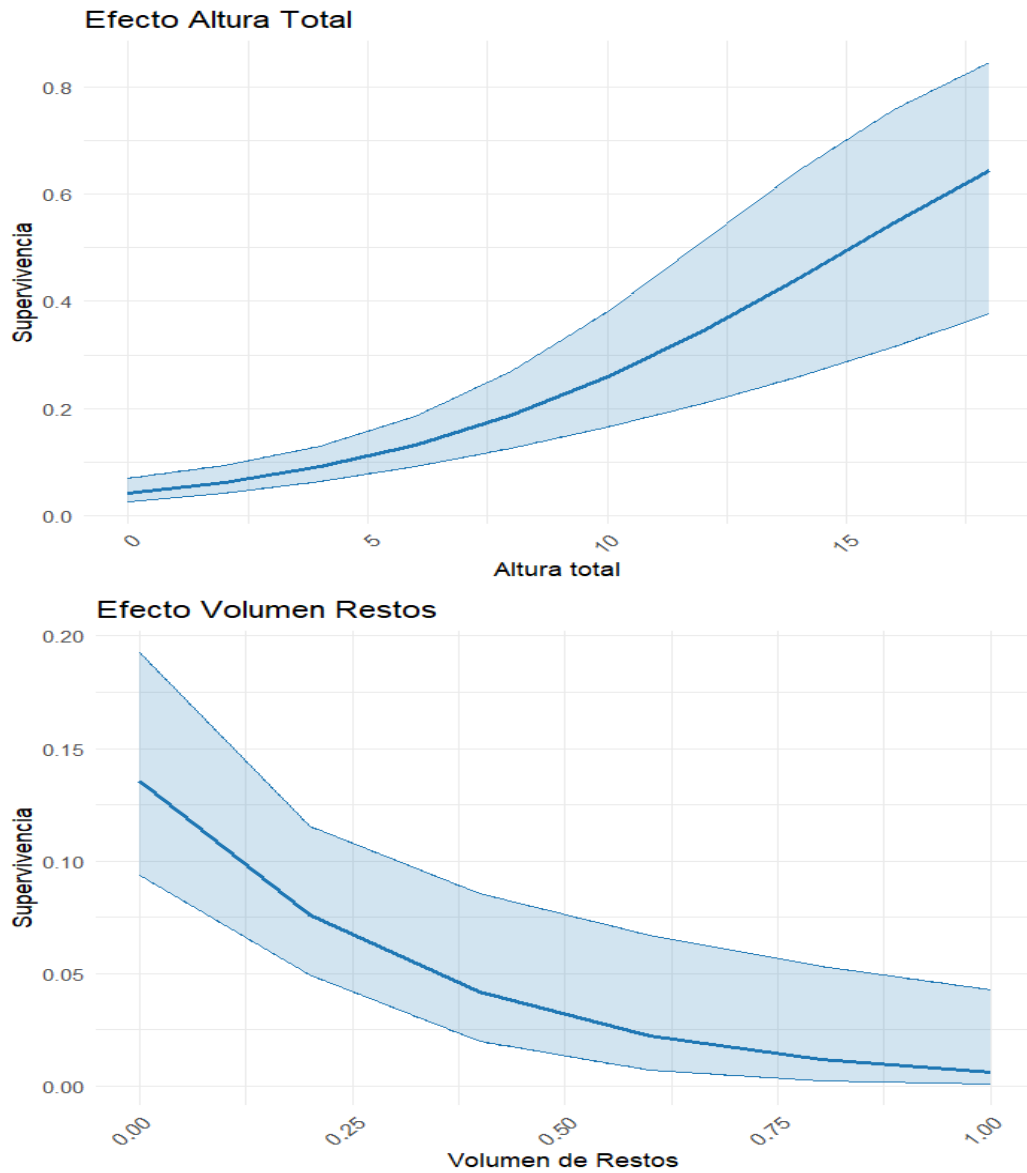


Figura 4. Efecto de la altura total de la plántula (izquierda) y el volumen de restos de la subparcela (derecha) sobre la supervivencia.

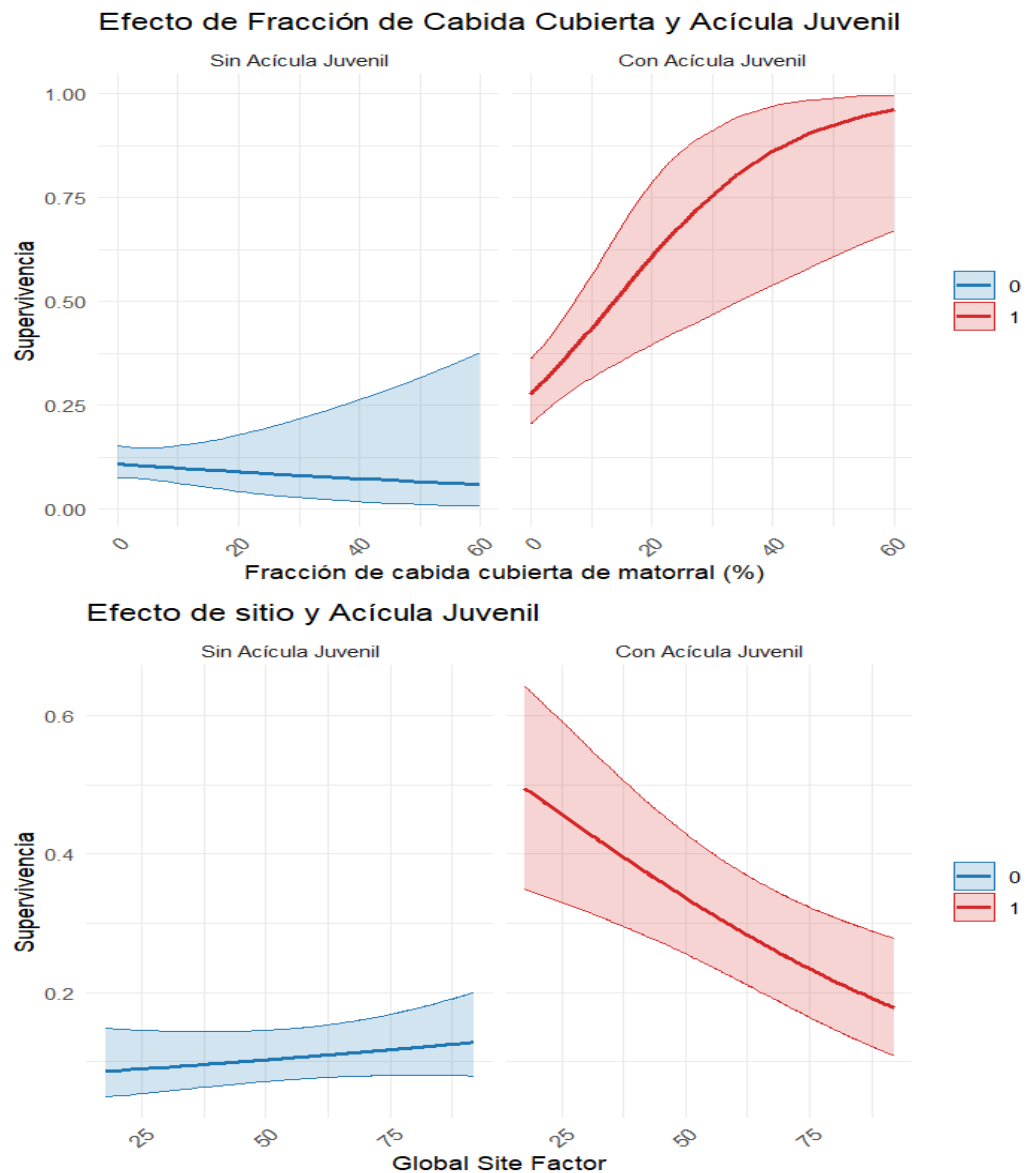


Figura 5. Efecto de la interacción entre la variable acícula juvenil y cobertura de matorral (izquierda), y efecto de la interacción entre variable acícula juvenil y el GSF (derecha).

Tabla 3. Resumen de la parametrización final del modelo de supervivencia.

Efecto	Parámetro	Estimación	Error estándar	Valor z	Significancia Pr(> z)
Término independiente	β_0	-1.8377	0.3752	-4.898	<0.0000
Altura Total	β_1	0.2063	0.0388	5.304	<0.0000
Acícula Juvenil (1)	β_2	1.3164	0.2319	-5.675	<0.0000
Cobertura de Matorral	β_3	0.0295	0.0154	1.916	0.0553
GSF	β_4	-0.0071	0.0045	-1.568	0.1169
Volumen de Restos	β_5	-3.2101	1.0612	-3.025	0.0024
Interacción Acícula Juvenil (1) y Cobertura de Matorral	β_6	0.0403	0.0138	-2.906	0.0036
Interacción Acícula Juvenil (1) y GSF	β_7	-0.0131	0.0038	3.422	0.0006
Varianza de los efectos aleatorios	$\sigma^2_{\tau}=0.11$ (año de muestreo) $\sigma^2_{\eta}=0.50$ (posición de subparcelas)				

5. Discusión

Los resultados obtenidos destacan varios aspectos clave relacionados con la supervivencia de plántulas del pino resinero en un contexto de cambio climático y manejo forestal.

En primer lugar, la regeneración natural se está produciendo exitosamente en la mayoría de los bosquetes. Sin embargo, esta no cuenta con la celeridad y el vigor con el que se produce en estudios similares en otras partes de España (DE FRUTOS et al., 2023). Con respecto a la diversificación de especies, se ha observado un ligero reclutamiento de quercíneas (*Quercus ilex* y *Quercus faginea*) y enebros (*Juniperus oxycedrus*) en las zonas limítrofes de los bosquetes (datos no mostrados). Este hecho refuerza la idea de la gradación de especies vegetales dentro del bosquete. Sin embargo, los datos disponibles son escasos para un estudio estadístico, por lo que se necesitan más años para obtener conclusiones.

Al igual que en los estudios de MORENO-FERNANDEZ (2018) y ENRIQUE-DE-SALAMANCA (2022) este dispositivo experimental ha encontrado una alta mortalidad en las plántulas de primer año, siendo uno de los principales cuellos de botella en la regeneración natural de los bosques mediterráneos. La limitada disponibilidad de agua, repartida de manera desigual a lo largo del año, la



competencia con otras especies por los recursos y las cada vez más abundantes sequías, hacen que este proceso se vea cada vez más comprometido (ERDOZAIN et al., 2013; VIZCAINO-PALOMAR et al., 2014). Estas observaciones, enmarcadas como consecuencias del cambio climático, se hacen más visibles en entornos mediterráneos (LIONELLO P. et al., 2014). Esta evolución podría explicar el cambio de tendencia que TÍSCAR et al., (2019) o RODRÍGUEZ-GARCÍA, E. Y BRAVO, F., (2013) han observado como patrones de supervivencia de las especies del género *Pinus* de la Península Ibérica y que, actualmente podemos observar en nuestro dispositivo. En particular, las elevadas temperaturas registradas en los meses de agosto parecen estar asociadas con una mayor mortalidad de las plántulas durante el verano, mientras que el incremento térmico durante el invierno podría favorecer su supervivencia en esta estación.

Las variables que han sido incluidas en el modelo nos permiten identificar los factores clave que determinan la supervivencia de las plántulas de pino resinero durante su primer año de vida. El modelo ha identificado interacciones de facilitación entre las plántulas de pino y los matorrales, un fenómeno que coincide con las observaciones realizadas en la Meseta Norte durante los últimos años (MADRIGAL et al., 2005; RODRÍGUEZ-GARCÍA et al., 2011). Clásicamente se ha prescrito la eliminación de los matorrales en áreas en regeneración natural (SERRADA, 2011). Sin embargo, el aumento de las temperaturas medias, ligado a sequías frecuentes y de mayor intensidad, y una creciente presión de herbivoría, están provocando que en la época estival pocas plantas sobrevivan y consigan establecerse sin la protección de matorral.

La clara interacción entre la presencia/ausencia de acícula juvenil y la cobertura de matorral y el GSF apoya también estos estudios. Existe un beneficio para las plántulas con acículas juveniles cuando se sitúan en lugares con sombra parcial. Esto sugiere que, aunque las acículas juveniles pueden conferir cierta tolerancia al estrés lumínico, un exceso de radiación podría superar esta capacidad de adaptación, afectando negativamente su supervivencia. Este resultado refuerza la necesidad de manejar la densidad del dosel y la exposición lumínica para optimizar las condiciones de regeneración en pinares pino resinero.

Por otra parte, la relación positiva entre la mayor altura de las plántulas y su supervivencia coincide con otros estudios que resaltan cómo un mayor desarrollo inicial puede conferir ventajas adaptativas al facilitar un acceso más eficiente a recursos esenciales, como la luz y el agua (RODRÍGUEZ-GARCÍA et al., 2011b). Este efecto podría explicarse por un mejor establecimiento de sistemas radiculares en plántulas más grandes, lo que mejora su resistencia a la competencia y al estrés hídrico.

Finalmente, la menor supervivencia en áreas con un mayor volumen de restos orgánicos, como restos de corta (leñas) y hojarasca, puede estar asociada a las condiciones microclimáticas adversas que estos generan. Aunque la pinocha puede moderar temperaturas extremas, una acumulación excesiva puede incrementar la humedad superficial, favoreciendo la proliferación de patógenos, reduciendo la disponibilidad de oxígeno para las raíces jóvenes o impidiendo la llegada de la raíz



al suelo mineral (CARRILLO-GARCÍA et al., 2024). Este hecho subraya la necesidad de gestionar adecuadamente los restos orgánicos en áreas de regeneración natural para minimizar sus efectos negativos.

Dado que la supervivencia de los *seedlings* es reducida y el crecimiento de los *saplings* es lento, parece conveniente prolongar la monitorización del presente dispositivo para comprobar si realmente los tratamientos aplicados pueden ser exitosos y en qué medida.

Además, un análisis intraanual que incluya las transiciones estacionales podría ayudar a identificar las dinámicas críticas que ocurren en otoño y primavera, antes de los períodos de mayor estrés, como la sequía estival y las heladas invernales. Esto permitiría una caracterización más precisa de los factores que limitan la regeneración en estas etapas clave del año.

Por último, aunque este trabajo analiza interacciones entre factores ambientales y biológicos intrínsecos al pino resinero, sería beneficioso incluir tanto estudios sobre la diversificación específica vegetal que se produce en su interior como estudios sobre el uso del hábitat por parte de la fauna presente.

6. Conclusiones

Pasados seis años desde la ejecución de las cortas, se pueden destacar las siguientes conclusiones:

1. La regeneración natural en general, y la consolidación del regenerado en particular, está avanzando con lentitud en comparación a otros estudios similares. Sin embargo, se encuentra al borde de conseguir densidades de regenerado establecido superiores a 2000 pies por hectárea en todos los bosquetes. Es posible que el fracaso de los primeros años correspondiese con el gran espesor de restos y leñas derivada del aprovechamiento y la compactación del suelo generada por la maquinaria.
2. El grado de competencia con el matorral es nulo cuando se observa a los pinos recién emergidos y tiene un efecto positivo sobre los pinos con acícula juvenil. Este proceso de facilitación podría intervenir en los meses más calurosos del año, aportando sombra durante las horas de mayor porcentaje de evapotranspiración.

7. Agradecimientos

Queremos agradecer al proyecto de investigación a través del cual se han financiado los trabajos realizados: IMFLEX (PID2021-126275OB-C22), financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y FEDER “Una manera de hacer Europa”. Además, agradecer al proyecto europeo OptiForValue “The OptiForValue project is supported by the Circular Bio-based Europe Joint Undertaking and its members under Grant Agreement N° 101157658. Funded by the European Union”. Así como



a los contratos con la Junta de Castilla-La Mancha: “Contrato entre el Instituto de Ciencias Forestales y la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (CON24-222) para dispositivos experimentales en masas forestales de Castilla-La Mancha.” y “Contrato entre el INIA y la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (CON20-178) para realización de muestreos de regeneración en pinares de *Pinus pinaster* Ait. en el MUP nº6 “Nava del Horno” en el TM de Fuencaliente (Ciudad Real)”.

También queremos agradecer la asistencia técnica en campo de la empresa Lignum Gestión Forestal, S. L.

8. Bibliografía

BATES, D., MAECHLER, M., BOLKER, B., WALKER, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Soft.*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

BURNHAM, K.P., ANDERSON, D.R. (2002). Model selection and Multimodel Inference: A practical information-theoretic approach, 2nd Ed. Springer-Verlag, New York.

CARRERAS, C., GARCÍA-VIÑAS, J.I. (1998). Propuesta de ordenación para pinares artificiales de carrasco y negral en Almería. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 6, 61–65. <https://doi.org/10.31167/csef.v0i6.9143>

CARRILLO-GARCÍA, C., HERNANDO, C., DÍEZ, C., GUIJARRO, M., MADRIGAL, J. (2024). Severity, Logging and Microsite Influence Post-Fire Regeneration of Maritime Pine. *Fire*, 7(4), 125. <https://doi.org/10.3390/fire7040125>

DE FRUTOS, S., FORTIN, M., ROIG-GÓMEZ, S., ET AL. (2023). Group selection cutting for regenerating Mediterranean *Pinus pinaster* plantations: Gap effects on seedling survival. *For. Ecol. Manag.*, 544, 121219. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121219>

ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, Á. (2022). Effects of Climate Change on Forest Regeneration in Central Spain. *Atmosphere*, 13(7), 1143. <https://doi.org/10.3390/atmos13071143>

ERDOZAIN, M., BONET, J.A., MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J., DE-MIGUEL, S. (2023). Forest thinning and climate interactions driving early-stage regeneration dynamics of maritime pine in Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management*, 539, 121036. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121036>

GARCÍA-GÜEMES, C., CALAMA, R. (2015). La práctica de la silvicultura para la adaptación al cambio climático. In: *Los bosques y la biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España* (Herrero, A., Zavala, M.A., eds). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 501–512.

GIORGI, F., LIONELLO, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet. Change*, 63(2–3), 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>

GRIESS, V.C., KNOKE, T. (2011). Growth performance, windthrow, and insects: meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. *Can. J. For. Res.*, 41, 1141–1159.

LIONELLO, P., ABRANTES, F., GACIC, M., PLANTON, S., TRIGO, R., & ULBRICH, U. (2014). The climate of the Mediterranean region: Research progress and climate



- change impacts. *Regional Environmental Change*, 14(5), 1679–1684. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0666-0>
- MADRIGAL, A. (1998). Problemática de la ordenación de masas artificiales en España. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 6, 13–20.
- MADRIGAL, J., HERNANDO, C., & MARTÍNEZ, E. (2005). Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. En la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): Modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia.
- MANSO, R., LIGOT, G., FORTIN, M. (2019). A recruitment model for beech–oak pure and mixed stands in Belgium. *Forestry*, 00(December), 1–9. <https://doi.org/10.1093/foresj/cpz056>
- MORENO-FERNÁNDEZ, D., MONTES, F., SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M., ET AL. (2018). Regeneration dynamics of mixed stands of *Pinus pinaster* Ait. and *Pinus pinea* L. in Central Spain. *Eur. J. For. Res.*, 137(1), 17–27. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1086-8>
- MOTOS, J., CABRERA, M. (2009). Proyecto de Ordenación Integral del Grupo de Montes de Fuencaliente (Ciudad Real).
- NAGEL, L. M., PALIK, B. J., BATTAGLIA, M. A., D'AMATO, A. W., GULDIN, J. M., SWANSTON, C. W., JANOWIAK, M. K., POWERS, M. P., JOYCE, L. A., MILLAR, C. I., PETERSON, D. L., GANIO, L. M., KIRSCHBAUM, C., & ROSKE, M. R. (2017). Adaptive Silviculture for Climate Change: A National Experiment in Manager-Scientist Partnerships to Apply an Adaptation Framework. *Journal of Forestry*, 115(3), 167–178. <https://doi.org/10.5849/jof.16-039>
- PAUSAS, J.G., RIBEIRO, E., DIAS, S.G., PONS, J., BESELER, C. (2006). Regeneration of a marginal *Quercus suber* forest in the eastern Iberian Peninsula. *J. Veg. Sci.*, 17(6), 729–738. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02496.x>
- PETERSSON, L.K., DEY, D.C., FELTON, A.M., GARDINER, E.S., LÖF, M. (2020). Influence of canopy openness, ungulate exclosure, and low-intensity fire for improved oak regeneration in temperate Europe. *Ecol. Evol.*, 10(5), 2626–2637. <https://doi.org/10.1002/ece3.6092>
- RIBEIRO, S., CERVEIRA, A., SOARES, P., FONSECA, T. (2022). Natural Regeneration of Maritime Pine: A Review of the Influencing Factors and Proposals for Management. *Forests*, 13(3), 1–16. <https://doi.org/10.3390/f13030386>
- R CORE TEAM (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- RODRÍGUEZ, R.J., SERRADA, R., LUCAS, J.A., ALEJANO, R., RIO, M., TORRES, E., AMIANO, A. (2008). Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait. subsp. *mesogeensis* Fieschi & Gaussen. *Compendio De Selvicultura Aplicada En España*. INIA. 399–430.
- RODRÍGUEZ-GARCÍA, E., BRAVO, F., SPIES, T.A. (2011). Effects of overstorey canopy, plant–plant interactions and soil properties on Mediterranean maritime pine seedling dynamics. *Forest Ecology and Management*, 262(2), 244–251. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.029>
- RODRÍGUEZ-GARCÍA, E. & BRAVO, F. (2013). Factores de sitio y regeneración forestal natural: El caso de *Pinus pinaster* en rodales de bosques Mediterráneos.
- RODRÍGUEZ-GARCÍA, E., ORDÓÑEZ, C., BRAVO, F. (2011b). Effects of shrub and canopy cover on the relative growth rate of *Pinus pinaster* Ait. seedlings of



different sizes. *Ann. For. Sci.*, 68, 337–346. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0039-5>

SERRADA, R. (2011). *Apuntes de silvicultura*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid.

SOLÍS, A. (2003). Planteamientos sobre la regeneración en pinares de repoblación que alcanzan la edad de turno. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 15, 49–57. <https://doi.org/10.31167/csef.v0i15.9317>

SUBHASH, R.L., KEIM, J.L., SOLYMOS, P. (2019). ResourceSelection: Resource Selection (Probability) Functions for Use-Availability Data. R package version 0.3-5. Available online in: <https://CRAN.R-project.org/package=ResourceSelection>

SZMYT, J. (2024). Group-selection system as alternative management of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests facing climate change. *European Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1007/s10342-024-01746-1>

TÍSCAR, P. A., CANDEL-PÉREZ, D., ESTRANY, J., BANDALIER, P., GÓMEZ, R., & LUCAS-BORJA, M. E. (2017). Regeneration of three pine species in a Mediterranean forest: A study to test predictions from species distribution models under changing climates. *Science of The Total Environment*, 584–585, 78–87. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.150>

VERGARECHEA, M., DEL RÍO, M., GORDO, J., ET AL. (2019). Spatiotemporal variation of natural regeneration in *Pinus pinea* and *Pinus pinaster* Mediterranean forests in Spain. *Eur. J. For. Res.*, 138(2), 313–326. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01172-8>

VIZCAÍNO-PALOMAR, N., REVUELTA-EUGERCIOS, B., ZAVALA, M.A., ALÍA, R., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C. (2014). The Role of Population Origin and Microenvironment in Seedling Emergence and Early Survival in Mediterranean Maritime Pine (*Pinus pinaster* Aiton). *PLoS ONE*, 9(10), e109132. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109132>

ZEILEIS, A., & HOTHORN, T. (2002). *Diagnostic Checking in Regression Relationships*. 2.