



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1833

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

Organiza





Seguimiento de la regeneración natural y diversificación específica de una repoblación de *P. pinaster* tratada por entresaca por bosquetes pequeños

DE FRUTOS, S. (1), ROIG GÓMEZ, S. (2), BENAVIDES, R. (2), PALACIOS, E. (2), FERNÁNDEZ MOYA, J. (2), FERNÁNDEZ MAESTRE, R. (2), DÍAZ FELGUERAS, P. (3), IBÁÑEZ MARTÍNEZ, R. (3), DEL RÍO, M. (4), RUIZ-PEINADO, R. (4), BRAVO FERNÁNDEZ, J.A. (2)

(1) Joint Research Unit CTFC-AGROTECNIO-CERCA, Ctra. Sant Llorenç de Morunys km. 2, 25280 Solsona, España

(2) Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, ETSI de Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid. Calle José Antonio Novais 10, 28040 Madrid, España

(3) Servicio de Política Forestal y Espacios Naturales. Delegación Provincial de Desarrollo Sostenible. Avda. del Ejército 10, 19004 Guadalajara, España

(4) Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR-INIA) CSIC. Crta. de la Coruña km. 7, 28040 Madrid, España

Resumen

Hacer de las repoblaciones protectoras del pasado siglo unas masas forestales más adaptadas y resilientes frente al cambio climático es uno de los retos para la gestión forestal. Las repoblaciones de *Pinus pinaster* son mayoritarias en España, por lo que poner el foco en su diversificación es particularmente importante. En el invierno 2017-18 se realizaron cortas de entresaca por bosquetes en un rodal repoblado de pino resinero de 55 años en Arbancón (Guadalajara), con dos tamaños de bosquete ($d = 1.5$ y 2.5 veces la altura dominante) más pequeños que los habitualmente empleados para esta especie. Se instalaron parcelas para el seguimiento del regenerado natural y la diversificación específica, repartidas dentro de los bosquetes y en la zona sin actuación adyacente, que han sido seguidas bianualmente durante 6 años en primavera y otoño. En esta comunicación, se evalúan diversos subprocesos (emergencia y establecimiento, supervivencia y crecimiento en altura del regenerado) permitiendo presentar como resultados tanto el éxito de la regeneración en ambos tamaños de bosquete como los patrones espaciales y factores implicados en dichos subprocesos. La diversificación específica, no obstante, ha sido escasa debido a la falta de semilla, lo que lleva a plantear plantaciones para reforzarla.

Palabras clave

Pino resinero, cortas a hecho por bosquetes, selvicultura adaptativa, repoblaciones forestales

1. **Introducción** Bajo el actual contexto de cambio climático, la adopción de prácticas de gestión forestal para la adaptación a las nuevas condiciones climáticas esperadas, entre las que se encuentra la selvicultura, es de vital importancia. La selvicultura adaptativa al cambio climático, siguiendo algunos trabajos recientes (BRANG ET AL. 2014; GARCÍA-GÜEMES Y CALAMA 2015), debe guiarse por la búsqueda de una mayor diversidad



intra e inter-específica, de una mayor complejidad estructural, y por la reducción de la vulnerabilidad individual frente a los impactos abióticos y bióticos. Para alcanzar dichos principios, tanto las masas naturales como las procedentes de repoblación pueden someterse a una variedad de tratamientos selvícolas más o menos orientados a la consecución de masas mixtas e irregulares, aquellas que mejor cumplen con los citados principios de la selvicultura adaptativa. No obstante, son las masas procedentes de repoblación, situadas habitualmente en niveles bajos de diversidad estructural y específica (WANG ET AL. 2022), las más necesitadas de tratamientos para su diversificación y mejora. Las edades en las que se encuentran la mayoría de las repoblaciones forestales en España, todavía algo alejadas de los turnos habituales que se suelen fijar en las especies presentes en estas repoblaciones protectoras, han hecho que sean las cortas de mejora las más aplicadas en este tipo de masas. Clareos y claras pueden suponer mejoras en la diversidad estructural, dependiendo del tipo y peso de la intervención (GAUTHIER ET AL. 2015, DAGLEY ET AL. 2023); y también en la diversidad de especies vegetales (GAVINET ET AL. 2015), siendo las claras con selección de árboles de porvenir las que mejor consiguen ambos objetivos (MARCHI ET AL. 2018). Las plantaciones de enriquecimiento, ya sean actuaciones aisladas de los tratamientos de mejora o acompañantes de los mismos, pueden conseguir reforzar la presencia de especies acompañantes, sobre todo en contextos con baja presencia de semilla de estas especies de forma natural (CASTILLO ET AL. 2009, MARTÍN-ALCÓN ET AL. 2016). Sin embargo, frente a estrategias de adaptación a corto plazo, o afectando ya a arbolado adulto, como es el caso de los clareos y claras, las cortas de regeneración conducen a escenarios de adaptación a mayor plazo (VILÀ-CABRERA ET AL. 2018). Apostar por la regeneración de las masas permite afrontar también la diversificación estructural y específica, sea cual sea el tipo de corta elegido (DE FRUTOS ET AL. 2022), así como incrementar o al menos mantener la variabilidad genética de la masa, un componente fundamental para potenciar la adaptación al medio de la nueva cohorte de árboles (BRANG ET AL. 2014). En el caso de las repoblaciones españolas, mayoritariamente dominadas por especies del género *Pinus* en un rango de edades entre los 50 y 80 años, puede resultar temprana la aplicación de cortas de regeneración. Pero si no se comienza con una cierta anticipación respecto al turno marcado, se producirá una acumulación de cortas posterior que puede resultar inasumible desde el punto de vista ecológico, paisajístico e incluso de disponibilidad de medios (DE FRUTOS 2024). El inconveniente fundamental para el escalonamiento de las cortas es la asunción de sacrificios de cortabilidad durante los primeros años, un inconveniente a todas luces menor teniendo en cuenta que las principales funciones realizadas por estas repoblaciones son protectoras y no productoras de madera. Dentro de las especies utilizadas durante la aplicación del Plan General de Repoblación Forestal de España, el pino resinero o marítimo (*Pinus pinaster* Ait.), una especie de distribución localizada en la cuenca Mediterránea, fue la especie más utilizada, con más de 800.000 ha repobladas durante la segunda mitad del siglo XX (VALBUENA-CARABAÑA ET AL. 2010). Este pino cuenta en la Península Ibérica con las dos subespecies (*atlantica* y *mesogeensis*, esta última ligada a entornos continentales de las mesetas y sistemas montañosos del centro de la Península). Las fuentes más clásicas



nos informan de su temperamento intolerante a la sombra (RODRÍGUEZ-SOALLEIRO ET AL. 2008), lo que ha aconsejado normalmente la ejecución de cortas continuas (esto es, aquellas que generan y mantienen masas regulares) en forma de cortas a hecho en uno o dos tiempos y aclareos sucesivos uniformes aplicados con intensidad. Este tipo de cortas puede perfectamente conseguir la regeneración de las masas, como se comenta en diferentes trabajos desarrollados en las últimas décadas (entre otros, GONZÁLEZ-ALDAY ET AL. 2009); pero generan estructuras regulares en superficies continuas considerablemente grandes, dando lugar a estructuras que pueden no ser las más adecuadas para afrontar los nuevos desafíos climáticos. Además, la apertura intensa de la masa, sobre todo en ciertos ambientes muy exigentes, como pueden ser los suelos arenosos de la Meseta Norte, puede suponer un problema para la instalación de especies de temperamento más delicado, así como para el establecimiento del propio regenerado de pino (VERGARECHEA ET AL. 2019), además de aumentar el riesgo de erosión en estaciones con pendiente. La alternativa selvícola que podría generar masas irregulares serían las cortas por entresaca, ya fuera pie a pie o por bosquetes. Para especies intolerantes, la práctica de la entresaca pie a pie no está recomendada, pues las aperturas de la masa que se generarían utilizando este método serían a todas luces insuficientes para la consecución de regeneración suficiente. La entresaca por bosquetes, en cambio, sí permite, mediante la regulación del tamaño de hueco a abrir, afrontar tanto la regeneración de especies intolerantes como la instalación de especies más tolerantes a la sombra. La apertura de bosquetes genera gradientes de luz, agua y nutrientes en el interior del bosquete (MUSCOLO ET AL. 2014), produce menores impactos paisajísticos y riesgo de erosión que las intervenciones a hecho en superficies mayores y permite cumplir con los objetivos protectores del suelo establecidos para la repoblación. Las experiencias con entresaca por bosquetes en pino resinero eran bastante escasas hasta hace pocos años, restringiéndose a pequeños ensayos realizados en masas malagueñas (DE BENITO 1998) con tamaños de bosquete equivalentes a tranzones pequeños de corta a hecho (0,5 – 1 ha), pese a que otros trabajos proponían, de forma teórica, la aplicabilidad de estas cortas con tamaños más pequeños (CARRERAS Y GARCÍA-VIÑAS 1998; SOLÍS 2003). En este trabajo se van a presentar los resultados de uno de los dispositivos experimentales con bosquetes de pequeño tamaño instalados hace unos años, de una forma holística que recoja las influencias de diferentes factores abióticos y bióticos sobre distintos subprocesos implicados en la regeneración del pino resinero y en la diversificación específica surgida tras las cortas realizadas.

2. **Objetivos** Cinco años después de aplicar cortas de entresaca por bosquetes sobre una repoblación de *Pinus pinaster* con bosquetes de tamaños inferiores a los habituales, se analiza la regeneración natural de la especie principal así como la diversificación específica conseguida. Como objetivos concretos se plantean: la modelización de distintos procesos implicados en la regeneración natural, esto es, la emergencia y primer establecimiento del regenerado; la supervivencia inter-anual del mismo; y su crecimiento en altura. En todos los casos, se analiza la existencia de patrones espaciales

dentro del bosque y la influencia de distintos factores abióticos y bióticos.

3. **Metodología** Los distintos experimentos incluidos en este trabajo se han desarrollado en el monte de Utilidad Pública nº 261 “Jócar”, situado en el término municipal de Arbancón (Guadalajara). Este monte presenta una masa prácticamente monoespecífica de *Pinus pinaster* Ait. ssp. *mesogeensis* procedente de repoblación. La repoblación del monte tuvo lugar entre los años 60 y 70 del siglo pasado, utilizándose diversas técnicas de siembra/plantación. En el rodal de estudio, se ha estimado que la repoblación debió ejecutarse sobre 1967 mediante plantación en terrazas volcadas (método también conocido como acaballado superficial). La situación dasométrica previa a las cortas es fruto de la gestión forestal realizada en la masa, que consiste únicamente en una clara por lo bajo, aproximadamente del 50% en número de pies, ejecutada entre 2004 y 2005 dentro del plan de claras en repoblaciones de la Sierra Norte de Guadalajara (CURIEL ET AL. 2001). La masa contaba con unos 400 pies/ha de *Pinus pinaster*, así como presencia residual (menor a 10 pies mayores/ha) de especies acompañantes, entre las que destacaba el enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus* L.) y la encina (*Quercus ilex* L.). Para más detalles, se ruega consultar DE FRUTOS (2024). En cuanto a la descripción ecológica, el monte se localiza en la zona de transición entre los climas Csa y Csb (Köppen), con unas precipitaciones anuales sobre 750 mm y temperatura anual media de 12,4°C, sobre alisoles háplicos. El rodal de actuación se encuentra a unos 1070 m de altitud media, con una orientación NW predominante y una pendiente media del 29%. Las actuaciones realizadas consistieron en la apertura de bosquetes circulares de dos diámetros diferentes (1,5 y 2,5 veces la altura dominante de la masa, que era de 17,5 m). Los bosquetes se abrieron en el invierno entre 2017 y 2018, ejecutándose el aprovechamiento mediante apeo manual dirigido con motosierra y saca semisuspendida con *skidder*. En el interior de los bosquetes se cortaron a hecho todos los pinos, respetándose los ejemplares de otras especies acompañantes. En total, se cortaron 9 bosquetes que denominaremos “grandes” ($d=2,5 \cdot H_0 = 44$ m, $1.520,5$ m²) y 27 bosquetes “pequeños” ($d=1,5 \cdot H_0 = 26$ m, $530,9$ m²), agrupados en 3 bloques. Ambos tamaños de bosque son, en cualquier caso, de tamaño inferior a los habitualmente empleados, que suelen ser de al menos 0,5 ha (SERRADA 2011). Durante la primavera de 2018 se instaló el dispositivo experimental sobre el que se sustenta todo este trabajo. Para ello, se escogieron todos los bosquetes grandes y 9 bosquetes pequeños (3 de cada tamaño por bloque), así como se localizaron 9 parcelas control imitando las condiciones de orientación y altitud de los bosquetes en seguimiento. Dentro de los bosquetes, se instalaron 21 y 25 subparcelas de regeneración (circulares de 1 m de radio), repartidas en los cuatro radios principales (N, S, E, W) y cuatro radios secundarios (NE, NW, SE, SW), a distintas distancias del centro de bosque para poder detectar patrones espaciales. Además, se instalaron 4 subparcelas más en la prolongación de los radios NE y SW (correspondientes, para la orientación de la ladera, con la máxima y mínima insolación relativa), ya dentro de la masa circundante al bosque, para evaluar el efecto de la apertura del bosque en la periferia exterior.



En las parcelas control se instalaron 5 subparcelas de regeneración por cada parcela control. En total, se contó con 476 subparcelas de regeneración, que han sido medidas 2 veces al año entre los años 2018 y 2022, lo que resulta en un total de 10 inventarios de regeneración inducida (primavera y otoño cada año). En dichos inventarios de regeneración, para el monitoreo de los distintos procesos seguidos (emergencia, supervivencia, crecimiento en altura y diversificación específica), en cada una de las subparcelas de regeneración se anotaban, para cada pimpollo, diversas variables: estatus (vivo/muerto), altura total, razón de copa, presencia de acículas adultas, rastros de ramoneo... entre otras. Para la identificación unívoca de cada pimpollo, éstos se numeraban y localizaban en un croquis por subparcela, de forma que era posible controlar su emergencia, desarrollo y muerte en caso de producirse ésta. En el caso de las especies acompañantes, se localizaban de la misma manera, y se anotaba su estatus y altura total. A escala subparcela se midieron la cobertura y altura media de las distintas especies de matorral y grupos funcionales de herbáceas que apareciesen. Para detalles de la metodología estadística seguida en los distintos modelos desarrollados para los diversos procesos estudiados, se pueden consultar DE FRUTOS ET AL. (2023, supervivencia), DE FRUTOS ET AL. (2024, crecimiento en altura) y DE FRUTOS (2024, emergencia y diversificación específica). En resumen, se desarrollaron un modelo generalizado mixto con distribución binomial negativa para la emergencia, otro modelo mixto binomial para la supervivencia, y un modelo no lineal aditivo para el crecimiento en altura, dado el carácter policíclico del crecimiento del pino resinero. Para la diversificación específica y la descripción de la situación a fecha otoño de 2022 de la regeneración natural de pino únicamente se han utilizado métodos de estadística descriptiva (medias y desviaciones estándar).

4. Resultados

En primer lugar, vamos a presentar los resultados correspondientes a otoño de 2022, como muestra final de lo acontecido dentro de nuestro dispositivo experimental tras cinco años de seguimiento bianual.

Si utilizamos como elemento clasificador del regenerado las clases naturales de edad, tal y como vienen desarrolladas en SERRADA (2011), esto es, con el diseminado menor de 50 cm de altura, el repoblado entre 50 y 130 cm y el monte bravo a partir de la altura normal, los resultados por tratamiento analizado pueden observarse en la figura 1.

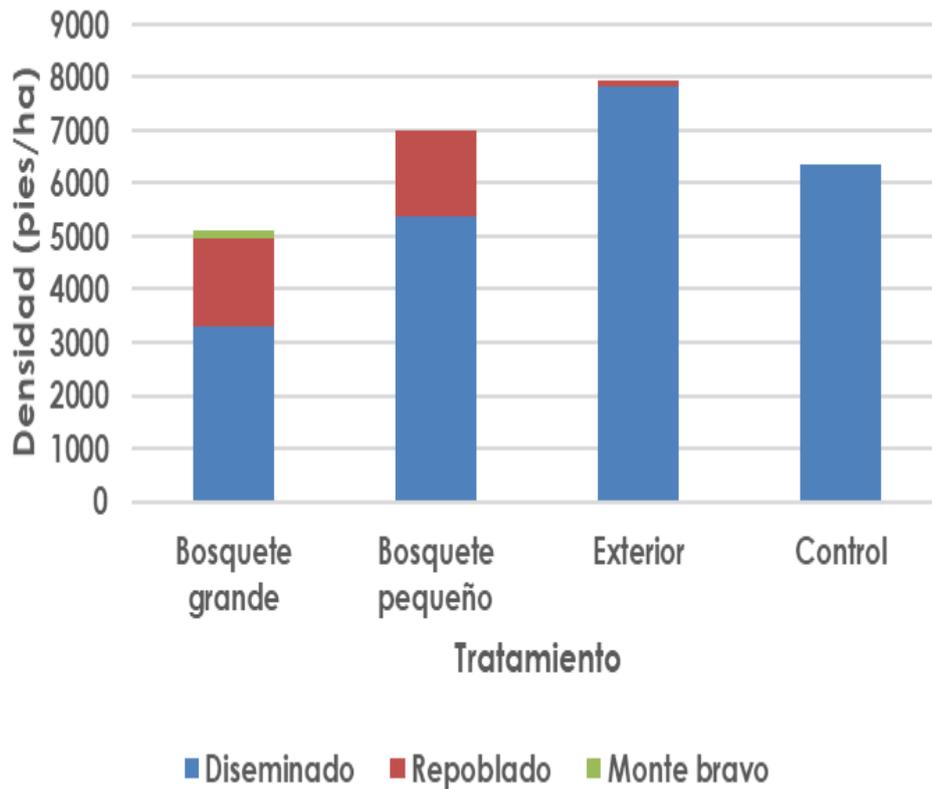


Figura 1. Densidad de regenerado de pino resinero (en pies/ha) por tratamiento y clase natural de edad. Otoño de 2022

En los cuatro tratamientos analizados, la densidad de regenerado total (es decir, la suma de las tres clases naturales de edad) se encuentra por encima de la referencia de 2.000 pies/ha de regenerado recomendable para especies intolerantes a la sombra como el pino resinero (RODRÍGUEZ-SOALLEIRO ET AL. 2008). Sin embargo, mientras en Exterior y Control no hay apenas plántulas por encima de los 50 cm de altura, en ambos tamaños de bosquete ya hay cantidades considerables de repoblado y monte bravo. Estas densidades de clases naturales superiores no alcanzan aún, combinadas, los 2.000 pies/ha, aunque están muy cerca de dicha cifra. Además, en los bosquetes existe un estrato de diseminado con una densidad de varios miles de pies por hectárea que previsiblemente seguirá alimentando estas clases superiores en los próximos años. El monte bravo, de momento, tan solo aparece en los bosquetes de mayor tamaño y con densidades reducidas.

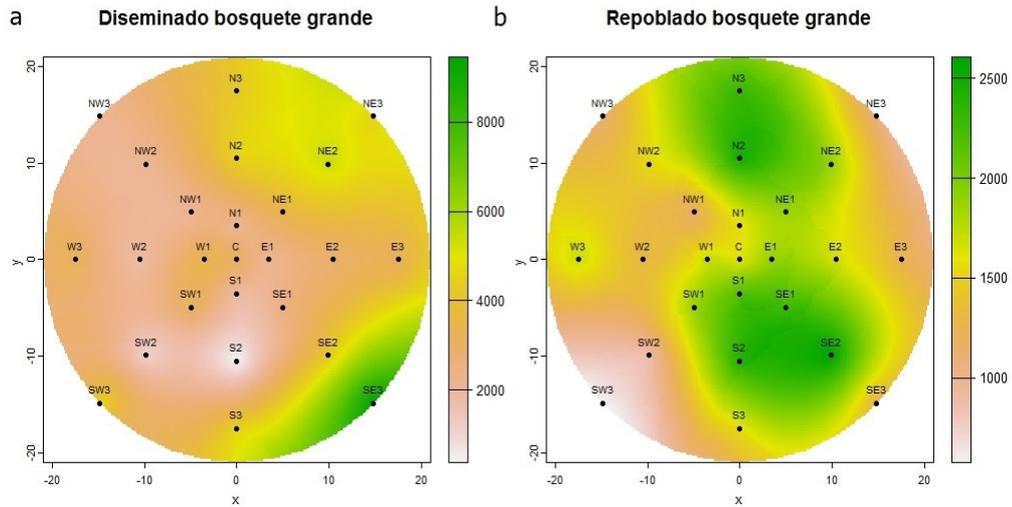


Figura 2. Distribución espacial de (a) diseminado y (b) replado en los bosquetes de mayor tamaño. Otoño de 2022

En cuanto a la distribución espacial del regenerado, en la figura 2 podemos observar cómo, en los bosquetes grandes, a medida que nos acercamos al centro de bosque la densidad de diseminado disminuye. Por su lado, en cuanto al replado, existen dos zonas, delimitadas por los radios N y NE, y SE y S, donde las densidades de este tipo de regenerado son máximas, mientras que en general los bordes de bosque presentan menores densidades.

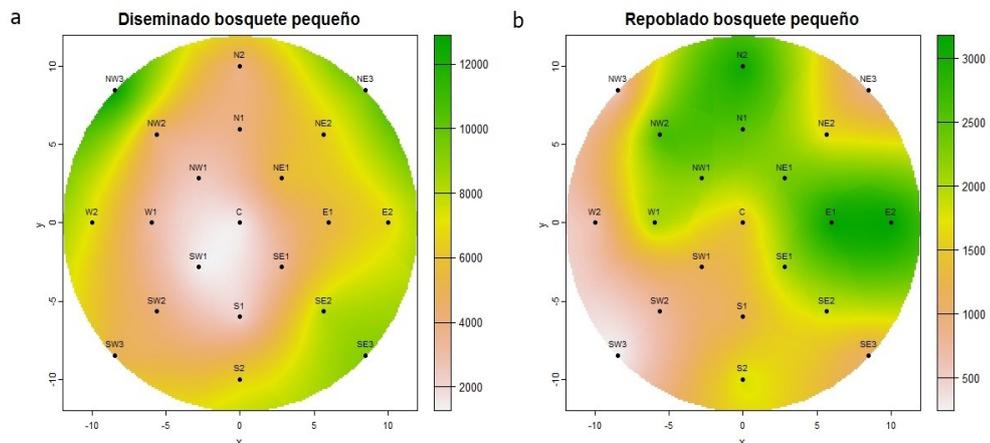


Figura 3. Distribución espacial de (a) diseminado y (b) replado en los bosquetes más pequeños. Otoño de 2022

La figura 3, donde observamos la distribución espacial del regenerado en los bosquetes pequeños, corrobora lo que ya se observa en la figura 2. Además, parece confirmar que es el radio SW el que presenta menores densidades de replado.

Si descartamos las plántulas nacidas en 2022, para evitar el efecto que una mayor o menor emergencia pueda tener sobre la altura media, podemos ver tanto que hay mayores alturas medias en los bosquetes grandes (pues tanto el máximo como el mínimo es mayor que el que se observa en los bosquetes pequeños), como las zonas donde el regenerado ha alcanzado mayor altura hasta el momento, que son la zona central de los bosquetes pequeños y el área formada por las subparcelas

intermedias de los radios E, SE, S y SW de los bosquetes grandes (figura 4).

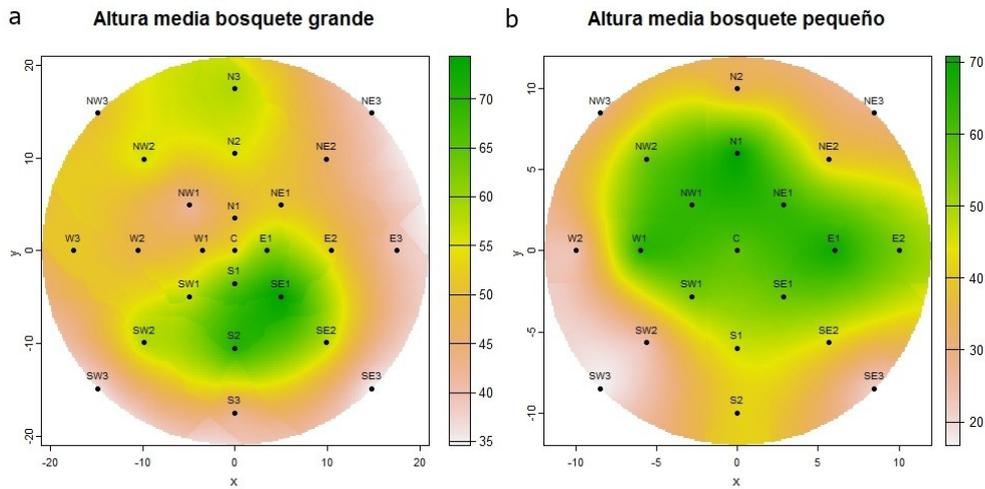


Figura 4. Altura media del regenerado de pino resinero en (a) bosquete grande y (b) bosquete pequeño. Otoño de 2022

En la tabla 1 se presentan las influencias que diversos factores abióticos, bióticos y selvícolas han tenido sobre los diferentes procesos estudiados. Como puede verse, algunos de los resultados visibles en las figuras 2 a 4 tienen su explicación en lo que se ha encontrado en el proceso de modelización de emergencia, supervivencia y crecimiento en altura.

Tabla 1. Resumen de resultados obtenidos durante la modelización de los procesos estudiados en la regeneración de pino resinero. Elaboración propia a partir de resultados presentados en DE FRUTOS ET AL. (2023), DE FRUTOS ET AL. (2024) y DE FRUTOS (2024). Nota: (+) significa relación positiva entre variable, (-) relación negativa y ² una relación cuadrática (indicándose en qué condiciones se alcanza el máximo del parámetro)

Emergencia y primer establecimiento		Supervivencia		Crecimiento en altura	
Meteorología	(+) Precipitación marzo/diciembre			(+) Precipitación marzo+abril+mayo	
Competencia inter-específica	(-) Cobertura matorral y herbáceas			(-) Volumen aparente matorral	
Tratamiento selvícola	(-) Distancia al borde	(-) Control y Exterior ²		Orientación dentro de bosque (max. en orientaciones intermedias)	(-) Control y Exterior ²
Variables intrínsecas del pimpollo	(+) Edad pimpollo	(+) Presencia acículas adultas		(+) Altura pimpollo	
Otros factores				(-) Pendiente	



En cuanto a la diversificación específica, no hay diferencias significativas entre las densidades de *Quercus ilex* y *Juniperus oxycedrus* en zonas sin actuación (Control y Exterior) y zonas tratadas (ambos tamaños de bosque). El resultado más interesante que se ha obtenido ha sido la aparición de pies de regenerado de *Frangula alnus* dentro de los bosquetes, si bien, tras la aparición de este regenerado en 2018-19, ha ido poco a poco muriendo hasta ser prácticamente residual en otoño de 2022.

5. Discusión

La situación que nos encontramos en otoño de 2022 muestra cómo ambos tamaños de bosque se encuentran por encima del valor de referencia de 2.000 pies/ha establecido para considerar exitosa la regeneración de *P. pinaster* (RODRÍGUEZ-SOALLEIRO ET AL. 2008). A esta situación se ha llegado por la actuación de diversos factores abióticos y bióticos en las fases de emergencia, supervivencia y crecimiento en altura, que se encuentran resumidos en la tabla 1, y cuya discusión, para no alargar este trabajo, se puede consultar en otros trabajos ya publicados (a saber, DE FRUTOS 2024 para la emergencia y primer establecimiento; DE FRUTOS ET AL. 2023 para la supervivencia; y DE FRUTOS ET AL. 2024 para el crecimiento en altura).

La situación actual de éxito en el proceso de regeneración indica que los tamaños de bosque empleados, aun siendo más pequeños de lo habitual, son suficientes para permitir la supervivencia y el crecimiento del regenerado en su interior. De la misma manera, no son demasiado grandes como para impedir que llegue semilla suficiente al centro. La máxima distancia que tiene que recorrer la semilla impulsada por el viento es de 22 m en el caso de los bosquetes grandes, un valor muy inferior al límite de dispersión de unos 60 m reseñado por CALAMA ET AL. (2017) para el pino resinero. La ausencia de diferencias según el tamaño de bosque también podría venir a indicar tanto que los tamaños no son muy diferentes en cuanto al ambiente lumínico creado, como a que el tiempo de evaluación (5 años), no es lo suficientemente largo como para poder observar diferencias.

En cuanto al temperamento de la especie, en los últimos años ya hay estudios que han encontrado la necesidad de cierta protección frente a la insolación para el regenerado de pino resinero (MORENO-FERNÁNDEZ ET AL. 2018, VERGARECHEA ET AL. 2019, DE FRUTOS ET AL. 2022), quizás indicando una matización en su temperamento provocada por el cambio climático, lo que justificaría los patrones espaciales encontrados para la supervivencia y el crecimiento en altura del regenerado en nuestros bosquetes. El hecho de que se produzca una menor emergencia, supervivencia y crecimiento en las parcelas Control (y para algunas de estas variables, también en las subparcelas exteriores al bosque) nos indicaría que, por el contrario, dichas subparcelas se encontrarían en un ambiente demasiado umbrío y con excesiva competencia por agua y nutrientes con el arbolado adulto circundante para el correcto proceso de regeneración y desarrollo de las plántulas.



Una primera primavera y otoño lluviosos en 2018 provocaron una emergencia importante el primer año, que consiguió establecerse en un entorno donde todavía las influencias negativas del matorral y las herbáceas no eran reseñables, lo cual muestra cómo lo que ocurre el primer año tras las cortas de regeneración es de vital importancia para el éxito posterior en especies intolerantes a la sombra. De la misma forma, en especies veceras (como el pino resinero) es importante realizar las cortas en años en los que esté estimada una buena producción de semilla (SERRADA 2011).

La forma del bosquete es un elemento que no se ha tenido en cuenta en nuestro trabajo y que podría tener su influencia, debido a la existencia de patrones espaciales en supervivencia y crecimiento dentro del bosquete. La elección del círculo como forma básica del bosquete minimiza el perímetro para la misma superficie, lo cual suele tener ventajas a la hora de realizar las fases de inventario y señalamiento, pero a la vista de nuestros resultados podría no optimizar la superficie de crecimiento máximo. Además, se reduce el efecto borde, que suele asociarse a mayores niveles de diversidad estructural y específica (BAKER ET AL. 2013). Por otro lado, entre los círculos inevitablemente quedan zonas que habría que cortar en algún momento integrándolas en alguno de los bosquetes adyacentes, lo que tampoco supondría mayor problema; o que incluso se podrían reservar como golpes o grupos de pies extramaduros. Formas elípticas o cuadradas maximizarían, en cambio, la superficie situada en el óptimo de crecimiento y/o supervivencia, y en el caso de los cuadrados o rectángulos, evitarían la existencia de áreas sin cortar en la planificación espacial de los bosquetes a largo plazo. Pese a que algunos trabajos han detectado que la forma puede ser un factor a analizar por la modificación de las condiciones intra-bosquete (GRAY & SPIES 1996), no existen demasiados trabajos al respecto, ya que se suele tener más en cuenta la disposición respecto a los vientos dominantes (SERRADA 2011). La forma del bosquete también puede reducir el impacto paisajístico, pues los bosquetes creados naturalmente (por derribos concentrados de árboles, plagas o enfermedades) suelen tener formas más irregulares que los de origen antrópico (SCHLIEMANN & BOCKHEIM 2011). Por tanto, la elección de perímetros irregulares naturalizaría la actuación, a costa, claro está, de un encarecimiento de los trabajos.

En cuanto a la diversificación específica, la escasez de fuentes de semilla cercanas a la zona de actuación está provocando que, en el caso de los *Quercus* compatibles con la estación, lo que se observe sea el rebrote de viejas cepas que llevan años a la espera bajo el pinar, y que, en el caso del enebro de la miera, no haya suficiente semilla para poder dispersarse por parte de los típicos dispersores (arrendajo o pequeños mamíferos). La presencia de *Frangula alnus* se relaciona con un rodal con pies adultos de la especie localizado a unos 200-300 metros de los bosquetes situados más hacia el este (bosquetes donde se concentra la regeneración de esta especie). Si bien, su densidad ha ido menguando desde el primer pico de aparición, seguramente porque el diente de la fauna silvestre, la competencia con el matorral y el exceso de insolación en el interior de los bosquetes han ido produciendo su mortalidad progresiva. Por ello, es necesario reforzar la diversificación específica con actuaciones tipo plantación dentro de los bosquetes.

6. **Conclusiones** Como conclusiones de este trabajo, se pueden resaltar las



- siguientes:
- Pese al temperamento intolerante de la especie, la entresaca por bosquetes pequeños ha resultado ser exitosa para regenerar una masa de repoblación de pino resinero, al menos en la escala temporal analizada (5 años), debido a buenos niveles de establecimiento y crecimiento del regenerado inducido
 - La existencia de patrones espaciales en la distribución del regenerado y su crecimiento responden a patrones de disponibilidad de luz y de competencia inter-específica, y pueden ser un elemento a tener en cuenta a la hora de diseñar actuaciones selvícolas futuras
 - Pese a que este tipo de cortas son más propensas a conseguir una mayor diversificación específica, no hemos detectado un mayor enriquecimiento en número de especies, debido principalmente a la ausencia de fuentes de semilla de especies distintas al pino en la zona de actuación, lo que lleva a plantear la ejecución de actuaciones de diversificación mediante siembras o plantaciones de especies tolerantes.
7. **Agradecimientos** Queremos agradecer a diferentes personas por su colaboración para la realización de este trabajo: a Lignum Forestal por su asistencia técnica en campo, al Servicio provincial de montes de la provincia de Guadalajara por su colaboración en todo momento para la instalación y mantenimiento del dispositivo experimental y a Rubén Manso y Mathieu Fortin por su inestimable ayuda desde el punto de vista estadístico. Este trabajo ha sido financiado por los proyectos FORADMIT (AGL2016-77863) y FORTRESS (PID2021-127241OB-I00) del Plan Nacional de I+D+i, y por la ayuda pre-doctoral FPU18/04597 al autor principal de la comunicación.
8. **Bibliografía** BAKER, S.C.; SPIES, T.A.; WARDLAW, T.J.; BALMER, J.; FRANKLIN, J.F.; JORDAN, G.J. 2013. The harvested side of edges: Effect of retained forests on the re-establishment of biodiversity in adjacent harvested areas. *For. Ecol. Manage.* 302, 107–121. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.024> BRANG, P.; SPATHELF, P.; LARSEN, J.B.; BAUHUS, J.; BONČINA, A.; CHAUVIN, C.; DRÖSSLER, L.; GARCÍA-GÜEMES, C.; HEIRI, C.; KERR, G.; LEXER, M.J.; MASON, B.; MOHREN, F.; MÜHLETHALER, U.; NOCENTINI, S.; SVOBODA, M. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87(4), 492–503. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018> CALAMA, R.; MANSO, R.; LUCAS-BORJA, M.E.; ESPELTA, J.M.; PIQUÉ, M.; BRAVO, F.; DEL PESO, C.; PARDOS, M. 2017. Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. *For. Syst.* 26(2), eR02S. <https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255> 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> CASTILLO, V.M.; BARBERÁ, G.G.; QUEREJETA, J.I.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, M.A.; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, F. 2009. Diversificación de masas repobladas de pino carrasco mediante claras e introducción de sotobosque. Actas 5º Congreso Forestal Español. Ávila. CURIEL, V.; DE ANCOS, J.L.; ARRIBAS, C. 2001. Cortas de mejora en masas de *P. pinaster* y *P. nigra* en diferentes montes de la Sierra de Ayllón (Guadalajara). Actas III Congreso Forestal Español. Granada. DAGLEY, C.;



- FISHER, J.; TERAOKA, J.; POWELL, S.; BERRILL, J.P. 2023. Heavy crown thinning in redwood/Douglas-fir gave superior forest restoration outcomes after 10 years. *Can. J. For. Res.* 53(8), 579–590. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0214>
- DE BENITO, N. 1998. Transformación de pinares xerófilos coetáneos en masas irregulares. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 6, 41–46. <https://doi.org/10.31167/csef.v0i6.9141>
- FRUTOS, S.; BRAVO-FERNÁNDEZ, J.A.; ROIG-GÓMEZ, S.; DEL RÍO, M.; RUIZ-PEINADO, R. 2022. Natural regeneration and species diversification after seed-tree method cutting in a maritime pine reforestation. *iForest* 15, 500–508. <https://doi.org/10.3832/ifor4088-015>
- FRUTOS, S.; FORTIN, M.; ROIG-GÓMEZ, S.; RUIZ-PEINADO, R.; DEL RÍO, M.; BRAVO-FERNÁNDEZ, J.A. 2023. Group selection cutting for regenerating Mediterranean *Pinus pinaster* plantations: Gap effects on seedling survival. *For. Ecol. Manage.* 544, 121219. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121219>
- FRUTOS, S. 2024. Gestión forestal para la adaptación al cambio global. Evaluación de tratamientos selvícolas para la diversificación y regeneración de masas de repoblación. Tesis Doctoral. E.T.S.I. Montes, Forestal y del Medio Natural (UPM). <https://doi.org/10.20868/UPM.thesis.81482>
- FRUTOS, S.; MANSO, R.; ROIG-GÓMEZ, S.; RUIZ-PEINADO, R.; DEL RÍO, M.; BRAVO-FERNÁNDEZ, J.A. 2024. Height increment patterns in *Pinus pinaster* seedlings emerging in naturally regenerated gaps. *Forestry*, cpae002. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpae002>
- GARCÍA-GÜEMES, C.; CALAMA, R. 2015. La práctica de la silvicultura para la adaptación al cambio climático. En: Herrero, A. y Zavala, M.A. (eds). *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, pp. 501–512.
- GAUTHIER, M.M.; BARRETTE, M.; TREMBLAY, S. 2015. Commercial thinning to meet wood production objectives and develop structural heterogeneity: a case study in the spruce-fir forest, Quebec, Canada. *Forests* 6(2), 510–532. <https://doi.org/10.3390/f6020510>
- GAVINET, J.; VILAGROSA, A.; CHIRINO, E.; GRANADOS, M.E.; VALLEJO, V.R.; PRÉVOSTO, B. 2015. Hardwood seedling establishment below Aleppo pine depends on thinning intensity in two Mediterranean sites. *Ann. For. Sci.* 72(8), 999–1008. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0495-4>
- GRAY, A.N.; SPIES, T.A. 1996. Gap size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *J. Ecol.* 84(5), 635–645. <https://doi.org/10.2307/2261327>
- GONZÁLEZ-ALDAY, J.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; BRAVO, F. 2009. Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. *Plant Ecol.* 201, 211–220. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2795-5_16
- MARCHI, M.; PALETTO, A.; CANTIANI, P.; BIANCHETTO, E.; DE MEO, I. 2018. Comparing thinning system effects on ecosystem services provision in artificial black pine (*Pinus nigra* J. F. Arnold) forests. *Forests* 9, 188. <https://doi.org/10.3390/f9040188>
- MARTÍN-ALCÓN, S.; COLL, L.; AMEZTEGUI, A. 2016. Diversifying sub-Mediterranean pinewoods with oak species in a context of assisted migration: responses to local climate and light environment. *Appl. Veg. Sci.* 19 (2) 254–266
- MORENO-FERNÁNDEZ, D.; MONTES, F.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M.; GORDO, F.J.; CAÑELLAS, I. 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>
- MUSCOLO, A.; BAGNATO, S.;



- SIDARI, M.; MERCURIO, R. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *J. For. Res.* 25(4), 725–736. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7>
- RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; SERRADA, R.; LUCAS, J.A.; ALEJANO, R.; DEL RÍO, M.; TORRES, E.; CANTERO, A. 2008. Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait. *subsp. mesogeensis*. En: Montero, G.; Serrada, R.; Reque, J.A. (eds.). Compendio de Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid, pp. 399–430.
- SCHLIEMANN, S.A.; BOCKHEIM, J.G. 2011. Methods for studying treefall gaps: A review. *For. Ecol. Manage.* 261(7), 1143–1151. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.011>
- SERRADA, R. 2011. Apuntes de Selvicultura. 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>
- VALBUENA-CARABAÑA, M.; LÓPEZ DE HEREDIA, U.; FUENTES-UTRILLA, P.; GONZÁLEZ-DONCEL, I.; GIL, L. 2010. Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 162, 492–506. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2009.11.003>
- VERGARECHEA, M.; DEL RÍO, M.; GORDO, J.; MARTÍN, R.; CUBERO, D.; CALAMA, R. 2019a. Spatio-temporal 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>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.021>
- WANG, C.; ZHANG, W.; LI, X.; WU, J. 2022. A global meta-analysis of the impacts of tree plantations on biodiversity. *Glob. Ecol. Biodivers.* 31(3), 576–587. <https://doi.org/10.1111/geb.13440>