







# Efectos de la forestación de tierras agrícolas mediterráneas y de su manejo en el establecimiento de árboles y arbustos

Amaia Vieco-Martínez<sup>1,\*</sup> , José María Rey-Benayas<sup>1,2</sup> , Juan Antonio Oliet<sup>3</sup> , Pedro Villar-Salvador<sup>1</sup> , Loreto Martínez-Baroja<sup>1</sup> 

(1) Grupo de Ecología y Restauración Forestal (FORECO), Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28805 Madrid, España.

(2) Fundación FIRE - Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas, 28008 Madrid, España.

(3) Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural, Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, Universidad Politécnica de Madrid, 28040 Madrid, España.

\* Autora de correspondencia: A. Vieco-Martínez [[amaiavieco.ma@gmail.com](mailto:amaiavieco.ma@gmail.com)]

> Recibido el 26 de septiembre de 2022 - Aceptado el 04 de marzo de 2023

**Como citar:** Vieco Martínez, A., Rey-Benayas, J.M., Oliet, J.A., Villar-Salvador, P., Martínez-Baroja, L. 2023. Efectos de la forestación de tierras agrícolas mediterráneas y de su manejo en el establecimiento de árboles y arbustos. *Ecosistemas* 32(especial): 2460. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2460>

## Efectos de la forestación de tierras agrícolas mediterráneas y de su manejo en el establecimiento de árboles y arbustos

**Resumen:** La falta de manejo silvícola en forestaciones de tierras agrícolas en España ha producido frecuentemente masas poco diversas y vulnerables a riesgos ambientales. Se evaluó el establecimiento de plantaciones jóvenes (28 años) de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) y encina (*Quercus ilex* L.) sobre un antiguo terreno agrícola de España central con clima mediterráneo continental y su efecto sobre el reclutamiento espontáneo de especies arbóreas. Se estableció un experimento con (1) parcelas no forestadas control en un pastizal-matorral; (2) parcelas forestadas sin tratamientos silvícolas; (3) parcelas forestadas con clara sistemática y poda; y (4) parcelas forestadas con clara de selección y poda. Se midió el reclutamiento espontáneo de árboles y grandes arbustos. También se estableció un experimento de siembra mediante el cual se estudió el establecimiento de plántulas de encina (emergencia, supervivencia y crecimiento) en los tres primeros tratamientos silvícolas descritos previamente. Con respecto al control, la forestación incrementó el reclutamiento espontáneo de árboles y grandes arbustos (0 vs. 9.7 individuos ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). La emergencia y el crecimiento de las plántulas de encina del experimento de siembra no varió entre tratamientos, pero la supervivencia fue mayor en las parcelas forestadas que en las no forestadas (22.1 vs. 0 %) tras el segundo estío. La clara aumentó la supervivencia de las plántulas (30.8 vs. 12.3%). Concluimos que la forestación de tierras agrícolas mediterráneas facilita el establecimiento de árboles a largo plazo y la supervivencia de plántulas de encina a corto plazo, especialmente en masas aclaradas.

**Palabras clave:** diversificación de forestaciones; *Pinus halepensis*; *Quercus ilex*; reclutamiento; siembra bajo cubierta; silvicultura

## Effects of Mediterranean cropland afforestation and its management in tree and shrub establishment

**Abstract:** Lack of silvicultural management in afforested agricultural land in Spain has led to low diversity stands that are vulnerable to environmental risks. We evaluated the establishment of young plantations (28 years old) with Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) and holm oak (*Quercus ilex* L.) in an old agricultural land in Central Mediterranean Spain and its effect on spontaneous recruitment of tree and big shrub species. An experiment with (1) non-afforested control plots in a pasture-shrubland, (2) afforested plots without management, (3) afforested plots with systematic thinning and pruning, and (4) afforested plots with selective thinning and pruning was established and we measured spontaneous recruitment of trees and big shrubs. We also established a sowing experiment to study the emergence, survival, and growth of holm oak seedlings in response to the first three management treatments. Compared to control plots, afforestation increased the spontaneous recruitment of trees and big shrubs (0 vs. 9.7 individuals ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>). The emergence and growth of sown holm oak seedlings did not vary among treatments, but survival was higher in afforested plots compared to non-afforested plots (22.1 vs. 0%). Thinning enhanced seedling survival (30.8 vs. 12.3%). We conclude that afforestation of Mediterranean set-aside agricultural land facilitates long-term tree establishment and short-term oak seedling survival, especially in thinned stands.

**Keywords:** afforestation diversification; *Pinus halepensis*; *Quercus ilex*; recruitment; silviculture; sowing under cover

## Introducción

La deforestación causada por los humanos desde el comienzo del Neolítico ha sido contrarrestada en algunas partes del mundo durante las últimas décadas (García-Barreda y Reyna 2013; FAO 2021) con consecuencias ambientales dispares (Martínez-Valde-rrama et al. 2021). La restauración forestal se puede llevar a cabo de tres formas: la restauración espontánea o pasiva, basada en los procesos de sucesión secundaria tras la eliminación del factor de degradación, por ejemplo, la regeneración natural como consecuencia del abandono de tierras cultivadas y pastizales; la restau-

ración activa asistida, que combina la estrategia anterior con actuaciones puntuales para acelerar la sucesión; y la restauración activa reconstructiva, una combinación de las anteriores más la introducción de una proporción elevada de la biota deseada, es decir, las plantaciones forestales (Gann et al. 2019; Atkinson y Bonser 2020). La reforma de la PAC de 1992 introdujo en Europa la forestación de tierras agrícolas, un tipo de restauración activa. La superficie de forestación de tierras agrícolas de la PAC en España hoy en día, teniendo en cuenta las plantaciones forestales ejecutadas entre 1994 y 2019, es de 738 480 ha (Vadell et al. 2019; MITECO 2021).

Una de las especies más comunes en este tipo de plantaciones es el pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) debido a su mayor crecimiento y supervivencia en ambientes edáfica y climáticamente severos que especies más tardías en la sucesión como la encina *Quercus ilex* L. (Bocio et al. 2004; Prévosto et al. 2011; Manrique-Alba et al. 2020; Lerma-Arce et al. 2021). Las plantaciones dominadas por coníferas en tierras agrícolas han suscitado un debate sobre sus aspectos positivos y negativos. Algunos estudios sugieren que estas plantaciones protegen el suelo y mejoran su fertilidad y estructura (Maestre et al. 2003), mientras que otros afirman que las propiedades del suelo no se restauran por completo (Goberna et al. 2007). La fertilidad, la estructura y la capacidad de retención de agua del suelo también pueden ser afectados negativamente como consecuencia de las plantaciones (Gartzia-Bengoetxea et al. 2021) y, del mismo modo, se han demostrado efectos adversos de las plantaciones en la avifauna característica de los espacios abiertos (Rey-Benayas et al. 2010; Faria et al. 2022).

Los bosques plantados pueden aportar servicios ecosistémicos tales como el secuestro y el almacenamiento de carbono y, en el actual contexto de cambio climático, se han propuesto como una solución efectiva para la mitigación de este (Bastin et al. 2019; Gartzia-Bengoetxea et al. 2021). Sin embargo, la plantación de árboles no es una solución simple (Holl y Brancalion 2020) y es controvertida incluso en el ámbito académico, ya que el secuestro de carbono no es exclusivo de la cobertura forestal y la dinámica del ciclo global de carbono y su respuesta a las emisiones antrópicas es compleja (Friedlingstein et al. 2019; Luedeling et al. 2019). Se ha cuestionado, por ejemplo, la necesidad de plantar 3000 millones de árboles a la que aspira la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad para el año 2030 (Rey Benayas 2020).

Varios factores y procesos limitan el reclutamiento de plantas en los ambientes mediterráneos, en particular la sequía estival, la ausencia o baja dispersión de semillas, el herbivorismo y la competencia (Acácio et al. 2007; Gómez y Hódar 2008; Vaz et al. 2019). En condiciones climáticas secas y si las plantaciones son gestionadas adecuadamente, estas facilitan el establecimiento espontáneo de especies tardías en la sucesión (por ejemplo, la encina), al reducir la exposición solar y atemperar condiciones ambientales extremas (Maestre et al. 2003; Manrique-Alba et al. 2020). La facilitación es una interacción ecológica en la que una planta capaz de colonizar ambientes estresantes (nodriza o facilitadora, como pueden ser los pinos mediterráneos) modifica el microambiente bajo su dosel, propiciando que otras especies de plantas menos tolerantes al estrés ambiental (beneficiarias) crezcan en las nuevas condiciones (Callaway 2007).

El incremento de la temperatura y la sequía, así como una falta de gestión forestal adecuada, pueden provocar el decaimiento y la mortalidad del dosel arbóreo en las plantaciones de pinos (García-Barreda y Reyna 2013; Manrique-Alba et al. 2020; Lerma-Arce et al. 2021). La falta de gestión crea sistemas con mucha biomasa mono-específica, donde se reduce considerablemente la disponibilidad de luz y agua en el suelo, propiciando una elevada competencia intra-específica. Todo ello hace a estas plantaciones más vulnerables a diferentes tipos de amenazas como los incendios y las plagas (Maestre et al. 2003; Prévosto et al. 2011; Lerma-Arce et al. 2021; Moghli et al. 2022) e impide el establecimiento de otras especies de plantas (Prévosto et al. 2011).

La gestión silvícola de las masas de repoblación de *P. halepensis* impulsa la transformación gradual hacia bosques mixtos con estructura más heterogénea que promuevan la funcionalidad del bosque y mejoren la provisión de servicios ecosistémicos (Zagas et al. 2013; Selvi et al. 2016; Moghli et al. 2022). Se han considerado varias opciones en silvicultura para esta gestión, como la reducción de la cobertura del dosel arbóreo mediante claras (Moghli et al. 2022), que aceleran la recuperación de la diversidad taxonómica y filogenética de plantas y otras especies (Azor et al. 2015; Selvi et al. 2016; Collado et al. 2021). La combinación de la clara y la poda se practica generalmente para reducir el riesgo de incendios (Zagas et al. 2013).

Fernando González Bernáldez apreció el valor de los bosques mediterráneos, otorgándoles una gran importancia en los 1970s y 1980s, en momentos de un intenso debate social en torno a políticas ambientales y forestales antiguas y nuevas (González-Bernáldez 1990). Las acciones de reconstrucción de la cubierta vegetal con pinos pueden tener efectos positivos en la sucesión vegetal a largo plazo. La desaparición de grandes superficies de bosques originales ibéricos y la simplificación de muchos de los existentes, sumado a la poca capacidad de éstos para regenerarse y diversificarse de forma natural, justifica la necesidad de medidas de restauración y manejo forestal que aumenten la heterogeneidad y la resiliencia de la vegetación. En este contexto, el objetivo de este estudio es evaluar el sistema establecido tras 28 años de la plantación y su potencial de promoción de la regeneración natural y asistida en tierras agrícolas marginales en ambientes mediterráneos continentales. Para ello, se estableció un experimento forestal *ad-hoc* en Campo de Montiel (Ciudad Real, centro de España) que combina claras sistemáticas y de selección de árboles de porvenir (es decir, árboles seleccionados por su fenotipo superior, González-Molina 2005) y poda, además de los controles no forestados constituidos por matorrales de caméfitos, principalmente. Nuestras hipótesis de partida son: H1. El establecimiento del pino carrasco en forestaciones realizadas sobre terrenos agrícolas es superior al de la encina. H2. La forestación tiene un efecto positivo en el reclutamiento de especies arbóreas. H3. La forestación, la clara y la poda tienen un efecto positivo en la emergencia, la supervivencia y el crecimiento de las plántulas de encina. La evaluación de la H3 no contempló las parcelas con clara de selección al no poder realizarse los tratamientos silvícolas ni la siembra experimental debido a un evento extraordinario de nieve. Se espera que este estudio genere conocimientos útiles para el manejo de las masas forestales plantadas en tierras agrícolas y pastizales mediterráneos, en particular para disminuir sus efectos negativos, mejorar la provisión de servicios ecosistémicos y aumentar la biodiversidad y su resiliencia y adaptación al cambio climático.

## Material y métodos

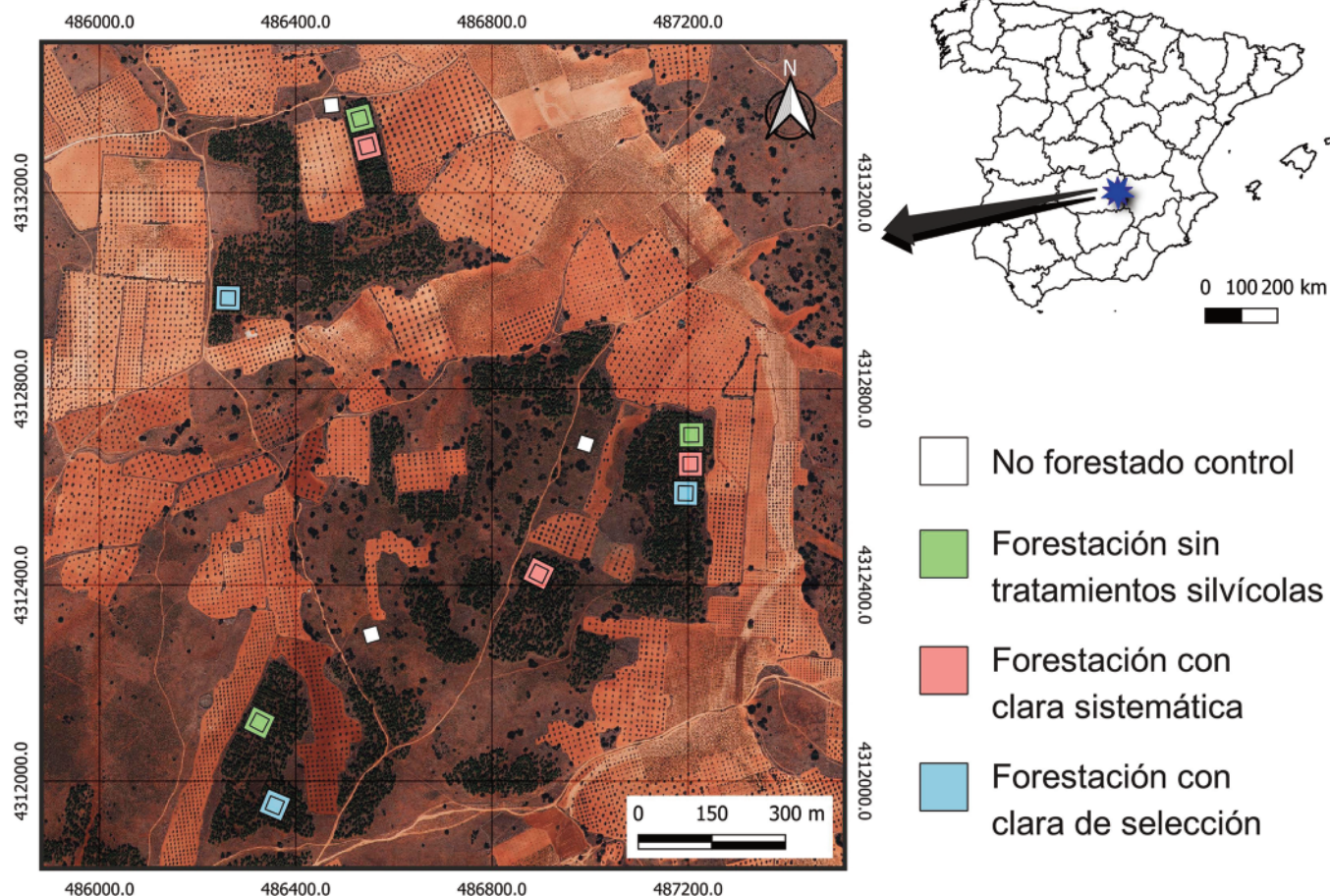
### Área de estudio

El experimento se estableció en una forestación de la PAC de tierras agrícolas marginales dominadas por eriales ejecutada en la campaña 1994-95. Se localiza en el municipio de Alhambra (38° 57' 45" N, 3° 9' 11" O, 795 msnm) en la provincia de Ciudad Real (Fig. 1).

El clima es Mediterráneo continental, de tipo pluviestacional oceánico, en el piso bioclimático mesomediterráneo (Rivas-Martínez 2004). Se caracteriza por inviernos fríos y veranos secos y calurosos (la temperatura media anual fue de 15.9 °C y la precipitación total anual promedió 302.2 mm en el periodo 2016-2020). En 2021, año en el que se realizó este estudio, las precipitaciones fueron escasas, las temperaturas más altas que el promedio y no hubo eventos de heladas fuertes. La temperatura máxima absoluta fue de 43.6 °C, la mínima absoluta de -7.1 °C y la media anual de 16.2 °C. La precipitación total acumulada fue de 322.8 mm (registros de la estación meteorológica de Valdepeñas; AEMET © 2022). Los terrenos forestados se caracterizan por su alta pedregosidad, suelos poco profundos y calizos y relieve plano.

### Establecimiento de parcelas experimentales y tratamientos silvícolas

El marco de plantación de las forestaciones estudiadas fue de 3.3 × 3 m (es decir, una densidad inicial de unos 1000 árboles ha<sup>-1</sup>), plantándose un 70% de pinos y un 30% de encinas (una encina plantada cada tres pinos, generalmente). La preparación del terreno consistió en un subsolado y la masa forestal plantada no fue gestionada activamente desde su ejecución en 1994-95 (es decir, no se hicieron claros, podas, reposición de marras, etc. ni tampoco han sido pastadas por ganado doméstico). La cobertura de matorral, principalmente de caméfitos, de estas forestaciones fue del 23.4 ± 14.4%.



**Figura 1A.** Localización de las parcelas experimentales utilizadas en este estudio en el término municipal de Alhambra en la provincia de Ciudad Real (España). Imagen del IGN 2021a y mapa provincial del IGN 2021b.

**Figure 1A.** Location of the experimental plots used in this study in Alhambra municipality, Ciudad Real (Spain). Image of IGN 2021a and province map of IGN 2021b.

El experimento forestal establecido incluye tres réplicas de los siguientes tratamientos y parcelas: (1) Parcelas no forestadas control; (2) Parcelas forestadas sin tratamientos silvícolas; (3) Parcelas forestadas con clara sistemática; y (4) Parcelas forestadas con clara de selección de árboles de porvenir (12 parcelas en total; Fig. 1 y Fig. 1A). Las parcelas forestadas con claras tuvieron, además, un tratamiento de poda solo en la mitad de la parcela (diseño *split-plot*). Las parcelas no forestadas control, de 30 × 30 m, se ubicaron en la zona de erial pastizal más cercana a las parcelas forestadas (a una distancia entre 11 y 57 m de las plantaciones), están dominadas por esparto y caméfitos de bajo porte como *Thymus vulgaris* o *Genista scorpius*, con una cobertura de 77.1 ± 19.5%, y tampoco son pastadas por ganado doméstico. Cada parcela forestada fue de 50 × 50 m e incluyó otra parcela interior de 30 × 30 m en la cual se llevaron a cabo las mediciones evitando así el efecto borde (Fig. 2A).

Tanto en las parcelas forestadas con clara sistemática como con clara de selección se apearon el 20% de los pinos establecidos (Tabla 1A) y se podaron las ramas vivas y muertas por debajo de 2-2.5 m de altura de los individuos en la mitad Este de la parcela. Los tratamientos de clara sistemática y poda se llevaron a cabo el 23 de febrero y 9 de marzo de 2021, mientras que los tratamientos de clara de selección y poda se realizaron el 5 de marzo de 2022. En las parcelas con clara sistemática se apeó un árbol por cada cinco árboles vivos siguiendo las líneas de plantación. En las parcelas experimentales con clara de selección se eliminaron entre uno y dos árboles competidores de los árboles de porvenir, correspondiendo estos últimos a los de mayor diámetro a la altura del pecho (DBH).

### Reclutamiento espontáneo de especies arbóreas

Se realizaron tres conteos de las plántulas o juveniles reclutados espontáneamente de las especies de árboles y grandes arbustos en las parcelas experimentales el 05-07-2021 (excluyendo las parcelas con clara de selección por no haberse establecido todavía), el 07-04-2022 en las parcelas de selección y el 06-10-2022 en todas las parcelas. Además, se midió la altura y los diámetros mayor y menor de la copa de los individuos reclutados mediante cinta métrica para calcular su área de proyección de la copa (CPA). La distancia de las parcelas a las fuentes de propágulos más próximas fue <50 m en el caso de los olivos y <30 m en el caso de las encinas (las mayores distancias correspondieron a las parcelas forestadas).

### Experimento de siembra de bellotas de *Quercus ilex* bajo cubierta

Las bellotas de *Q. ilex* se adquirieron en el Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales "El Serranillo", con procedencia de la región ES09 - La Alcarria y Serranía de Cuenca. El peso seco promedio del lote de bellotas sembrado fue de 1.59 ± 0.50 g por bellota. El ensayo de potencial germinativo en laboratorio resultó en un 96% de germinación de la bellota y un 89% de emergencia de la plántula. Antes de ser sembradas, las bellotas estuvieron embebidas en agua en el laboratorio durante 24 h.

Se seleccionaron un total de 253 puntos de siembra distribuidos en nueve parcelas (se excluyeron las parcelas con clara de selección). Como criterio para su disposición, en las parcelas forestadas se utilizaron los huecos correspondientes a las marras de encina y

pino carrasco plantados que no fueron repuestas (entre 31 y 47 puntos de siembra por parcela, con un promedio de  $39 \pm 5.6$  puntos). En las parcelas no forestadas control, se seleccionaron 10 puntos de siembra distribuidos en cada esquina de la parcela, en la mitad de cada lado, en el centro y entre el punto central y uno de los lados. Esta diferencia en el número de muestras entre las parcelas control no forestadas y las parcelas forestadas se debe a que el énfasis del experimento fue desde el principio la comparación entre tratamientos silvícolas de forestaciones; no obstante, de forma retrospectiva, consideramos que hubiera sido deseable un número de puntos de siembra similar en todas las parcelas.

Cada punto de siembra incluyó tres bellotas sin germinar (759 bellotas en total) que se sembraron a 1-3 cm de profundidad dependiendo de la pedregosidad. Para evitar su depredación, se envolvieron en un protector producido en el laboratorio con malla de alambre con una luz de  $13 \times 13$  mm y dimensiones de  $78 \times 39$  mm. La siembra se realizó el 8 de marzo de 2021. Antes de que las plántulas de encina sembradas tuvieran tiempo de emerger, los puntos de siembra se protegieron por medio de protectores de 25 cm de altura y 33.5 cm de diámetro hechos con la misma malla de alambre usada para hacer los protectores subterráneos. La emergencia de las plántulas de encina se monitoreó desde el 3 de mayo de 2021 al 6 de octubre de 2022, con una periodicidad de entre 1 y 26 semanas. La emergencia de las plántulas de encina fue mayor en los meses de mayo de 2021 y de 2022.

La supervivencia de las plántulas emergidas se monitoreó a la vez que el seguimiento de la emergencia de éstas. Además, el 6 de octubre de 2022 se midieron la altura y los diámetros transversales mayor y menor de la copa para calcular el CPA y el diámetro del tallo a ras del suelo de las plántulas que sobrevivieron para evaluar su crecimiento.

#### Análisis de los datos

Para evaluar la supervivencia de los pinos y las encinas plantadas hace 28 años (H1) se usó un análisis binomial (paquetes de R *effects* y *lme4*), estimándose la supervivencia a partir de la presencia de las plantas vivas en el marco de plantación (la variable respuesta fue la presencia de los pinos y encinas plantadas y el factor fijo fue la especie).

El efecto de la forestación en el reclutamiento espontáneo de especies arbóreas y arbustivas (H2) no necesitó un contraste estadístico debido a los resultados obtenidos (ver más adelante).

Para evaluar el efecto de los tratamientos silvícolas en la emergencia y la supervivencia de las plántulas de encina procedentes de bellotas sembradas (H3) se utilizaron (a) un análisis binomial (*effects*, *lme4*) y (b) un análisis de supervivencia (*coxme*, *survival*, *survminer*). Se comparó la emergencia y la supervivencia (1) entre

las parcelas no forestadas y las forestadas y (2) entre las parcelas con clara sistemática y sin clara, anidando (3) el tratamiento de poda (*split-plot*). Los análisis de la supervivencia (a) y (b) incluyeron el número de plántulas emergidas como covariable y el punto de siembra fue considerado un factor aleatorio (93 niveles). Para comprobar la calidad relativa del modelo estadístico utilizado se hizo una selección de modelos automatizada (*MuMIn*). Siguiendo el principio de parsimonia se seleccionó el modelo más sencillo entre los que tenían un delta de AIC menor a "2.00". La emergencia detectada el 5 de mayo (49 plántulas) y el 6 de octubre (4 plántulas) de 2022 no se tuvo en cuenta en el análisis de supervivencia (b) de la emergencia por la imprecisión de la fecha de emergencia.

Para comparar las variables del crecimiento de las plántulas emergidas –variables respuesta (altura, diámetro y CPA)– entre tratamientos –factores fijos (forestación sin tratamientos y forestación con clara sistemática y poda)– se utilizó un ANOVA (*car*).

Todos los análisis estadísticos se realizaron con RStudio versión 4.1.3 (paquetes adicionales *performance*, *RcmdrMisc*, *tidyverse*; R Core Team 2022).

## Resultados

### Establecimiento de las especies plantadas

La supervivencia estimada de los árboles plantados desde la forestación en los años 1994-95 en las parcelas experimentales fue alta para el pino carrasco ( $82.2\% \pm 7.9$  por parcela) y muy baja para la encina ( $3.7\% \pm 5.7$  por parcela;  $X^2_1 = 423$ ,  $p < 0.01$ ).

### Reclutamiento espontáneo de especies arbóreas

En el último muestreo (6 de octubre de 2022) se observaron 220 reclutas correspondientes a *P. halepensis*, *Q. ilex*, *Olea europaea*, *Quercus coccifera* y *Rhamnus alaternus*, en orden decreciente de abundancia, todas ellas en las nueve parcelas forestadas. En un muestreo previo, el 5 de mayo de 2022, también se observaron tres plántulas de *Prunus dulcis* que murieron, aparentemente, por herbivorismo. Ninguna de estas especies fue reclutada en las parcelas no forestadas control. La tasa de reclutamiento en el conjunto de las parcelas forestadas fue de 9.7 individuos  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ , calculado desde el año de la plantación (Tabla 1). Los reclutas de *P. halepensis* tuvieron, en general, una distribución aparentemente homogénea en las parcelas, mientras que los reclutas de *Q. ilex*, *O. europaea* y *P. dulcis* se encontraron próximos o en la base de los pinos plantados o, en el caso de las encinas, también junto a piedras grandes. Dos de los tres reclutas de *Q. coccifera* se observaron en una parcela con presencia de una coscoja madura a 5 y 19 m y el otro en una parcela adyacente a ésta, a 58 m. La altura media de los individuos reclutados fue de  $13.3 \pm 11.8$  cm.

**Tabla 1.** Reclutamiento observado en todas las parcelas forestadas, densidad de reclutamiento en relación con el área total muestreada (0.81 ha) y medidas biométricas de los individuos (promedio  $\pm$  SD). CPA es la superficie proyectada por la copa de la plántula.

**Table 1.** Recruitment observed in all afforested plots, density of recruitment in relation to the sampled area (0.81 ha) and biometric measurements of individuals (mean  $\pm$  SD). CPA means crown projected area.

Especie de recluta	Reclutamiento observado (n°)	Densidad de reclutamiento (n° individuos $\text{ha}^{-1}$ )	Altura de individuo (cm)	CPA de individuo ( $\text{cm}^2$ )
<i>Olea europaea</i> L.	75	93	$13 \pm 9$	$39 \pm 58$
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	79	97	$14 \pm 12$	$138 \pm 396$
<i>Quercus coccifera</i> L.	3	4	$30 \pm 10$	$276 \pm 263$
<i>Quercus ilex</i> L.	62	76	$12 \pm 14$	$149 \pm 633$
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	1	1	26	240
<b>Total</b>	220	272	$13 \pm 12$	$109 \pm 415$

## Emergencia de plántulas de *Quercus ilex*

La emergencia de plántulas de encina en el campo fue baja en comparación con la obtenida en los ensayos de germinación en el laboratorio. De los 253 puntos de siembra de bellotas de encina, 26 fueron depredados (10.28%), uno de ellos después de la emergencia de la plántula (este punto se tuvo en cuenta en el análisis de la emergencia y supervivencia, a diferencia de los otros 25). Hubo emergencia de plántulas en 93 de los 228 puntos de siembra restantes (40.8%; **Tabla 2**). En estos, emergieron 137 plántulas de encina (20.0% del total de bellotas sembradas; **Tabla 2**), puesto que en algunos puntos de siembra emergieron 2 o 3 plántulas (promedio de  $1.8 \pm 0.6$  plántulas emergidas por punto de siembra). El promedio del tiempo de emergencia de las plántulas fue de  $101 \pm 44$  días para el conjunto de las parcelas y no varió significativamente entre tratamientos (**Tabla 2** y **2A**).

La forestación y los tratamientos silvícolas no afectaron a la emergencia de plántulas de encina. Así, no hubo diferencias estadísticamente significativas ( $X_1^2 = 1.12$  y  $p = 0.29$ ) en la emergencia entre las parcelas no forestadas control y las parcelas forestadas, las parcelas forestadas sin tratamientos silvícolas y las parcelas con clara sistemática ( $X_1^2 = 0.01$  y  $p = 0.96$ ) ni entre las parcelas podadas y no podadas ( $X_1^2 < 0.01$  y  $p = 0.94$ ).

## Supervivencia y crecimiento de las plántulas emergidas de *Quercus ilex*

De las 137 plántulas de encina emergidas, sobrevivieron 27 plántulas (19.7%) en 21 de los 93 puntos de siembra emergidos (22.6%). La supervivencia de plántulas fue mayor en las parcelas forestadas que en las parcelas no forestadas control ( $X_1^2 = 15.27$  y  $p < 0.01$ ; **Fig. 2a**). La supervivencia de las plántulas emergidas fue mayor en las parcelas con clara sistemática que en las parcelas forestadas sin tratamientos silvícolas ( $X_1^2 = 4.3$  y  $p = 0.04$ ; **Fig. 2b**). No se observaron efectos de la interacción de la clara con la poda ( $X_1^2 = 2.5$  y  $p = 0.11$ ).

La clara sistemática y la poda no afectaron significativamente al crecimiento en altura y CPA de las plántulas de encina que sobrevivieron (**Tabla 3A**). Sin embargo, el crecimiento del diámetro fue ligeramente mayor en las parcelas con clara ( $F = 4.50$  y  $p = 0.04$ ) y menor en las parcelas podadas ( $F = 8.54$  y  $p < 0.01$ ).

## Discusión

Este estudio ha analizado, mediante una aproximación fenomenológica, el establecimiento de *P. halepensis* y *Q. ilex* plantados en una forestación de la PAC, así como la regeneración natural de la vegetación leñosa desde la forestación hace 28 años. Por otro lado, mediante una aproximación experimental, ha investigado la respuesta de bellotas de *Q. ilex* sembradas y de las plántulas emergidas en esta forestación y al manejo silvícola de la misma. Las hipótesis de partida planteadas H1 (establecimiento de los árboles plantados) y H2 (las forestaciones favorecen el reclutamiento espontáneo) se cumplen. La H3 (los tratamientos silvícolas favorecen la emergencia, la supervivencia y el crecimiento de las encinas) se cumple parcialmente, ya que los resultados de la emergencia y de algunas medidas del crecimiento no fueron los esperados.

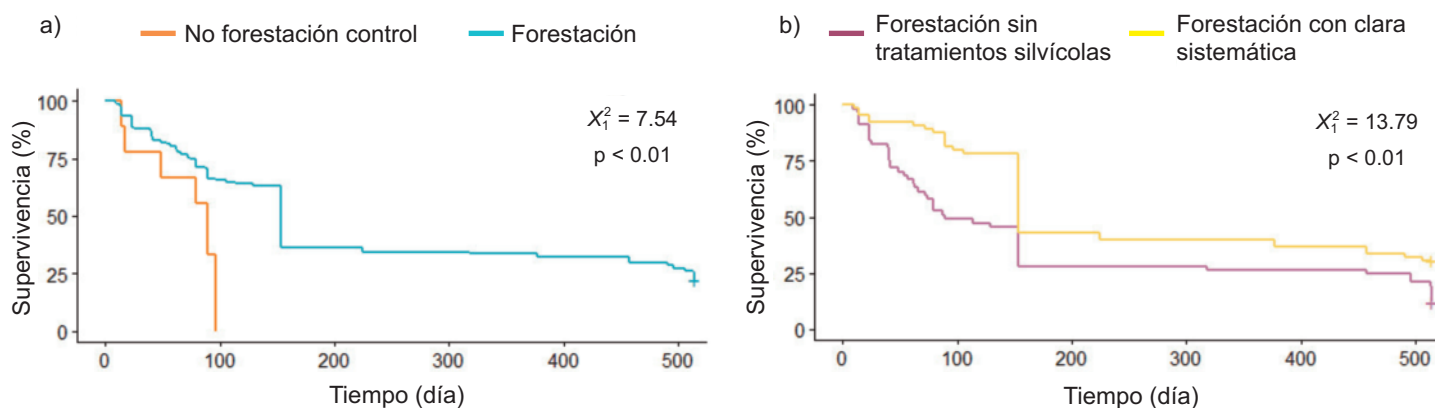
## Establecimiento de las especies plantadas

Como se predijo, el establecimiento de *P. halepensis* fue significativamente mayor que el de la encina (H1), en gran parte debido a la alta tolerancia de *P. halepensis* a ambientes mediterráneos semiáridos con suelos poco profundos (Bocio et al. 2004; Prévosto et al. 2011; Lerma-Arce et al. 2021) y a su buen comportamiento post-trasplante (Puértolas Simón et al. 2012). Las plantas jóvenes de *Q. ilex*, en comparación, toleran peor las severas condiciones climáticas y edáficas de estos ambientes (Cuesta et al. 2010; García-Pérez et al. 2021). Es posible que la mala calidad inicial de la planta (Villar-Salvador et al. 2021) y la falta de un riego de auxilio (Rey-Benayas 1998) o de tubos protectores contribuyeran al mal establecimiento de *Q. ilex*, que suele requerir un mantenimiento

**Tabla 2.** Emergencia y tiempo hasta la emergencia de las bellotas sembradas (promedio  $\pm$  SD) en los diferentes tratamientos (excluyendo las de clara de selección).

**Table 2.** Emergence of sown acorns and emergence time (mean  $\pm$  SD) under different treatments (excluding selection thinning).

Variables respuesta	No forestación (control)	Forestación		
		Sin tratamientos silvícolas	Clara sistemática sin poda	Clara sistemática con poda
Emergencia por puntos de siembra (%)	31.5 $\pm$ 12.3	40.4 $\pm$ 11.8	39.1 $\pm$ 13.1	41.2 $\pm$ 20.2
Emergencia por bellotas sembradas (%)	10.5 $\pm$ 4.1	13.5 $\pm$ 3.9	13.0 $\pm$ 4.4	13.7 $\pm$ 6.7
Tiempo en emerger (días)	71.9 $\pm$ 14.2	76.0 $\pm$ 52.0	52.5 $\pm$ 59.7	66.22 $\pm$ 84.0



**Figura 2.** Análisis de supervivencia de las plántulas emergidas de *Quercus ilex* en (a) parcelas forestadas vs. parcelas no forestadas control y (b) parcelas forestadas control vs. parcelas forestadas con clara sistemática.

**Figure 2.** Survival analysis of emerged *Quercus ilex* seedlings in (a) afforested plots vs. non-afforested plots and (b) control afforested plots vs. afforested plots with systematic thinning.

post-plantación más intenso que, por ejemplo, las especies de pino (Villar Salvador et al. 2013). Esta explicación es plausible porque hubo una supervivencia de encinas baja el primer año desde la plantación (comunicación personal del ingeniero forestal que dirigió la plantación). No obstante, el crecimiento rápido de los pinos pudo haber creado un dosel denso durante los primeros años del establecimiento de ambas especies (García-Barreda y Reyna 2013) que excluyera por competencia por la luz y el agua a las encinas supervivientes de la plantación, mientras que en otros casos las encinas pudieron morir y rebrotar en varias ocasiones (García-Barreda y Reyna 2013; García-Pérez et al. 2021).

### Reclutamiento espontáneo de especies arbóreas

Los datos del reclutamiento espontáneo de especies arbóreas mostraron claramente el papel facilitador de las forestaciones (H2; 220 vs. 0 reclutas en las parcelas no forestadas). Este resultado coincide con los de otros estudios que muestran un bajo reclutamiento natural en espacios con mucha exposición solar y un reclutamiento más elevado bajo el dosel de pinos en ambientes mediterráneos, particularmente en el caso de *Q. ilex* (García-Barreda y Reyna 2013; Carnicer et al. 2014). Las plántulas pueden verse severamente afectadas por las temperaturas extremas o la alta radiación de las zonas no forestadas (Puerta-Piñero et al. 2007; Carnicer et al. 2014; García-Pérez et al. 2021), por lo que el pino carrasco facilitaría a otras especies arbóreas al reducir la exposición solar directa (Maestre et al. 2003; Gómez-Aparicio et al. 2009; Carnicer et al. 2014; Manrique-Alba et al. 2020). El pequeño tamaño de las plántulas reclutadas espontáneamente también indica que este reclutamiento ha sido relativamente reciente y/o la dificultad de los individuos reclutados para crecer. Una explicación de este resultado es el cambio en la interacción pino-plántula en las diferentes etapas de desarrollo de la especie (por un lado, la facilitación de la emergencia y supervivencia de las plántulas y, quizás, del crecimiento durante los primeros años y la competencia por la luz, el agua y los nutrientes en fases de crecimiento posterior, por el otro lado; Gómez-Aparicio et al. 2009). De esta forma, estaríamos ante un sistema limitado para progresar hacia un bosque mixto con un sotobosque más diverso debido, al menos en parte, a la cobertura de los pinos plantados sin manejo silvícola (Prévosto et al. 2011; García-Barreda y Reyna 2013; Martín-Alcón et al. 2015; Selvi et al. 2016). Nuestra clara y poda experimentales permitirán responder a esta cuestión en un futuro.

La herbivoría por parte del ganado, que potencialmente podría ser un limitante del reclutamiento (Leal et al. 2022), no es un factor crítico en la diferencia de reclutamiento observado en las parcelas forestadas respecto a las no forestadas porque ambos tipos de parcelas no eran pastoreadas. Tampoco consideramos que la herbivoría silvestre, esencialmente por parte de conejos, sea un factor crítico (Gómez-Sal et al. 1999) porque los indicadores relacionados con esta (madriguerras, excrementos y huellas), aparentemente, eran similares tanto dentro como fuera de las plantaciones (no obstante, estas observaciones deben ser corroboradas experimentalmente). Las fuentes de propágulos están relativamente cerca de las parcelas experimentales (<60 m), por lo que las limitaciones en la dispersión (Acácio et al. 2007; Martínez-Baroja et al. 2021) tampoco son la causa principal en la diferencia de reclutamiento observado. El número de reclutas observado de cada especie concuerda, aproximadamente, con el número de fuentes de propágulos en los alrededores (Pausas et al. 2004; Gómez-Aparicio et al. 2009), puesto que los rodales de pinos están rodeados, en parte, por algunos parches de encinas, por olivares y por individuos de almendros dispersos.

La distribución del reclutamiento de *P. halepensis* en las parcelas fue homogénea en apariencia porque sus semillas son principalmente depositadas en el lugar donde caen los piñones de los individuos adultos. Su número de reclutas es el más alto del conjunto de las especies reclutadas presumiblemente por la elevada presión de propágulos (Pausas et al. 2004; Gómez-Aparicio et al. 2009) y por su tolerancia a las condiciones locales (Carnicer et al.

2014). La distribución de las encinas y almendros reclutados, principalmente próximos a los pinos plantados y a piedras, podría deberse a la dispersión dirigida por medio de animales con una estrategia de *scatter-hoarding* o “almacenamiento disperso” de semillas, es decir, que almacenan una o pocas semillas en un gran número de escondites utilizando hitos como referencias (Bennett 1993; Martínez-Baroja et al. 2019, 2022). Por la distancia a la que están las fuentes de propágulos, creemos que la urraca *Pica pica* L., conocida por dispersar frutos grandes con cáscara dura como la bellota (Castro et al. 2017; Martínez-Baroja et al. 2019) podría ser el principal dispersor de la encina y el almendro en estas tierras agrícolas forestadas (Homet-Gutiérrez et al. 2015; Martínez-Baroja et al. 2019), mientras que el ratón de campo *Apodemus sylvaticus* (Morán-López et al. 2018; Martínez-Baroja et al. 2022) tendría un papel más secundario. Las plántulas de olivo también se acumularon en la base de los pinos, lo que apunta a una atracción de aves dispersoras y frugívoras por estos árboles debido al efecto percha, dado su carácter endozoócoro (Maestre et al. 2003; Pausas et al. 2004).

La presencia de plántulas de árboles reclutadas de forma espontánea indica que las especies muestreadas no están excluidas por las condiciones del suelo o la distancia desde la fuente de propágulos, por lo que existe un punto de partida para un cambio natural hacia bosques más mixtos y maduros (Selvi et al. 2016). Sin embargo, el reclutamiento de especies arbóreas podría verse impedido en el futuro por la mayor aridez climática (García-Fayos et al. 2020).

### Establecimiento de plántulas de encina

La H3 predijo que la clara y la poda tendrían un efecto positivo en la emergencia, la supervivencia y el crecimiento de las plántulas de encina. Esta hipótesis no se cumplió para la emergencia, semejante en todas las parcelas del experimento; no obstante, la diferencia entre el tamaño de muestras (10 puntos de siembra en las parcelas no forestadas vs. 39 en las forestadas) sugiere interpretar los resultados estadísticos con cautela. La alta precipitación en abril de 2021 (58.4 mm), dos meses tras la siembra, podría haber mejorado las condiciones de germinación de las bellotas en la zona de estudio (Galiano et al. 2013; Pérez-Ramos et al. 2013), provocando que germinaran de forma similar en los distintos tratamientos. La lluvia escasa en mayo (6.4 mm) podría explicar la baja emergencia total (20% de las bellotas sembradas). El ensayo de potencial germinativo en laboratorio (96% de germinación y 89.3% de emergencia) descarta que la baja emergencia sea el resultado de la baja calidad de bellotas (Díaz-Hernández et al. 2021). La emergencia de plántulas también pudo estar limitada por la poca profundidad de siembra en algunos casos (Oliet et al. 2015) debido a la alta pedregosidad.

La supervivencia de las plántulas emergidas fue mucho mayor en las parcelas forestadas en comparación con las no forestadas (22.6 vs. 0%; H3). La supervivencia también fue significativamente mayor en las parcelas con clara sistemática que en aquellas sin manejo silvícola (H3). Estas dos evidencias sugieren un efecto facilitador del dosel de pino, tal como se observó con el reclutamiento espontáneo, aunque una cobertura moderada del dosel de los pinos maximiza dicho efecto (Gómez-Aparicio et al. 2009). La mayor disponibilidad hídrica en las parcelas aclaradas podría optimizar el poder facilitador del dosel, al reducirse la intercepción de la precipitación por las copas y la transpiración de la masa de pinar (Gavinet et al. 2015). Al contrario de lo esperado, no se observó esta diferencia entre parcelas podadas y no podadas, lo cual podría explicarse por el débil efecto de la poda en la transpiración de los pinos dado que la poda eliminó muy pocas ramas con abundantes hojas vivas. La apertura del dosel arbóreo de *P. halepensis* crea un espacio más heterogéneo donde la exposición solar es intermedia, lo que podría mejorar las condiciones abióticas para las plántulas de encina, reduciendo la sombra y la competencia entre raíces (Puerta-Piñero et al. 2007; García-Barreda y Reyna 2013; García-Pérez et al. 2021). Nuestros resultados apoyaron la hipótesis de

un mayor crecimiento de las plántulas de encina (solo para el diámetro) en las parcelas con clara, aunque la contradijeron para la poda (H3). Es decir, el aumento de luz debido al dosel menos denso de los pinos parece facilitar el crecimiento de la encina (Puerta-Piñero et al. 2007; García-Barreda y Reyna 2013), mientras que la poda parece obstaculizarlo al menos a corto plazo.

### Recomendaciones para el manejo de las forestaciones

Los resultados de este estudio sugieren recomendar el manejo de las masas forestales jóvenes (unos 25 años) en forestaciones en tierras agrícolas de la PAC en ambientes mediterráneos semiáridos para acelerar su transición hacia bosques mixtos con mayor abundancia y diversidad de especies arbóreas. Se aconseja realizar claras en las masas de pinos para mejorar el establecimiento de los reclutamientos de *Q. ilex* y otras especies. En nuestro estudio, las masas forestales no eran excesivamente densas (548 pinos y 11.2 m<sup>2</sup> de área basimétrica por ha), por lo que se propone una clara del 20% para conseguir densidades de unos 440 pinos y 10 m<sup>2</sup> de área basimétrica por ha que ha permitido mejorar la supervivencia de las plántulas emergidas en la siembra de bellotas. El monitoreo a largo plazo proporcionará resultados sobre el tipo de clara más favorable para el reclutamiento espontáneo de especies arbóreas. La falta de resultados significativos de la poda de estas masas puede deberse al poco tiempo transcurrido, aunque, en cualquier caso, la poda disminuye el riesgo de incendios (Zagas et al. 2013).

### Conclusiones

Las conclusiones principales de este estudio son: (1) la forestación ha facilitado el reclutamiento espontáneo de seis especies arbóreas, con una tasa de reclutamiento total de 9.7 individuos ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> desde la plantación. Sin embargo, parece que las masas plantadas tienen dificultad para evolucionar a bosques mixtos más diversos, posiblemente por la densidad de pinos actual, lo cual enfatiza la importancia del manejo forestal de estas plantaciones. (2) La supervivencia temprana de las plántulas de encina emergidas de bellotas sembradas aumentaron bajo el dosel de la plantación (22.1 vs. 0% en las parcelas forestadas y no forestadas, respectivamente) y, especialmente, en las parcelas con clara sistemática. (3) Si bien las plantaciones de pino ejercieron un papel facilitador en las fases tempranas del establecimiento de plántulas de encina, estas fueron competidoras en etapas más avanzadas (juveniles). Y (4) se recomienda el manejo de las masas forestales jóvenes basadas en forestaciones en tierras agrícolas de la PAC en ambientes mediterráneos secos para acelerar su transición hacia bosques mixtos con mayor abundancia y diversidad de especies arbóreas.

### Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto S2018/EMT-4338 (Remedial-4) del Programa de actividades de I+D entre grupos de investigación de la Comunidad de Madrid, por el proyecto PID2019-106806GB-I00/AEI/10.13039/501100011033 del Programa de Proyectos I+D Generación de Conocimiento del Ministerio de Ciencia y Educación de España y por la Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) mediante unas ayudas del MITECO (Orden APM/566/2018, convocadas en 2021 y 2022). Agradecemos la ayuda de todas las personas que han colaborado en la elaboración de material y toma de datos en este estudio: Olivia Lorente, Clara Pemau, Carlota Arroyo, Ester Moscardó y Francisco Vieco y, especialmente, Sara Jiménez, Fernando Soneira y Jorge García por las largas jornadas de trabajo invertidas. Patricio Andres Valenzuela Celis formó a la primera autora en la utilización de la aplicación "HabitApp". Agradecemos la colaboración de la Fundación Legado Bustillo del Ayto. de La Solana y de Jesús Policarpo Lara Salcedo. Finalmente, agradecemos la ayuda prestada por dos revisores anónimos y los editores de este número especial quienes han mejorado el contenido y la presentación de este artículo.

### Contribución de los autores

Amaia Vieco Martínez: Análisis formal, Curaduría de datos, Investigación, Redacción – Borrador original y Revisión y edición, Visualización. José María Rey Benayas: Administración del proyecto, Adquisición de fondos, Conceptualización, Investigación, Metodología, Redacción – Revisión y edición, Supervisión. Juan Antonio Oliet Palá: Conceptualización, Metodología, Recursos, Redacción – Revisión y edición, Validación. Pedro Villar Salvador: Conceptualización, Metodología, Redacción – Revisión y edición, Validación. Loreto Martínez de Baroja Villalón: Análisis formal, Curaduría de datos, Redacción – Revisión y edición.

### Referencias

- Acácio, V., Holmgren, M., Jansen, P.A., Schrotter, O. 2007. Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. *Ecosystems* 10: 1220–1230.
- AEMET ©. 2022. *OPEN DATA*. Agencia Estatal de Meteorología, Madrid, España. [Accedida 3 mayo 2022]. Disponible en: <https://opendata.aemet.es/centrodedescargas/productosAEMET>
- Atkinson, J., Bonser, S.P. 2020. "Active" and "passive" ecological restoration strategies in meta-analysis. *Restoration Ecology* 28: 1032–1035.
- Azor, J.S., Santos, X., Pleguezuelos, J.M. 2015. Conifer-plantation thinning restores reptile biodiversity in Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management* 354: 185–189.
- Bastin, J.F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M., et al. 2019. The global tree restoration potential. *Science* 365: 76–79.
- Bennett, A.T.D. 1993. Spatial memory in a food storing corvid - I. Near tall landmarks are primarily used. *Journal of Comparative Physiology A* 173: 193–207.
- Bocio, I., Navarro, F.B., Ripoll, M. A., Jiménez, M.N., de Simón, E. 2004. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. *Annals of Forest Science* 61: 171–178.
- Callaway, R.M. 2007. Interaction between Competition and Facilitation. En: Callaway, R.M. (Eds.), *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*, pp. 179–254. Springer Netherlands, Dordrecht, Países Bajos.
- Carnicer, J., Coll, M., Pons, X., Ninyerola, M., Vayreda, J., Peñuelas, J. 2014. Large-scale recruitment limitation in Mediterranean pines: the role of *Quercus ilex* and forest successional advance as key regional drivers. *Global Ecology and Biogeography* 23: 371–384.
- Castro, J., Molina-Morales, M., Leverkus, A.B., Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., et al. 2017. Effective nut dispersal by magpies (*Pica pica* L.) in a Mediterranean agroecosystem. *Oecologia* 184: 183–192.
- Collado, E., Bonet, J.A., Alday, J.G., Martínez de Aragón, J., de-Miguel, S. 2021. Impact of forest thinning on aboveground macrofungal community composition and diversity in Mediterranean pine stands. *Ecological Indicators* 133: 108340.
- Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Jacobs, D., Rey Benayas, J.M. 2010. Why do large, nitrogen rich seedlings better resist stressful transplanting conditions? A physiological analysis in two functionally contrasting Mediterranean forest species. *Forest Ecology and Management* 260:71–78.
- Díaz-Hernández, R., Villardón, J.L.V., Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B. 2021. The Effects of Native Shrub, Fencing, and Acorn Size on the Emergence of Contrasting Co-Occurring Oak in Mediterranean Grazed Areas. *Forests* 12: 307.
- FAO. 2021. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia.
- Faria, J., Sánchez-Oliver, J.S., Beja, P., Moreira, F., Catry, I., Vasconcelos, S., Pina, S., et al. 2022. Contrasting effects of eucalyptus, pine and oak plantations on nest predation risk in Mediterranean grasslands. *Forest Ecology and Management* 511: 120116.
- Friedlingstein, P., Allen, M., Canadell, J.G., Peters, G.P., Seneviratne, S.I. 2019. Comment on "The global tree restoration potential". *Science* 366: eaay8060.
- Galiano, L., Martínez-Vilalta, J., Eugenio, M., Granzow-de la Cerda, Í., Lloret, F. 2013. Seedling emergence and growth of *Quercus* spp. following severe drought effects on a *Pinus sylvestris* canopy. *Journal of Vegetation Science* 24: 580–588.
- Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., et al. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27: S1–S46.

- García-Barreda, S., Reyna, S. 2013. Short-term dynamics of *Quercus ilex* advance regeneration in a *Pinus nigra* plantation after the creation of small canopy gaps. *Forest Systems* 22: 179–188.
- García-Fayos, P., Monleón, V.J., Espigares, T., Nicolau, J.M., Bochet, E. 2020. Increasing aridity threatens the sexual regeneration of *Quercus ilex* (holm oak) in Mediterranean ecosystems. *PLOS ONE* 15: e0239755.
- García-Pérez, J.L., Oliet, J.A., Villar-Salvador, P., Guzman, J.E. 2021. Root Growth Dynamics and Structure in Seedlings of Four Shade Tolerant Mediterranean Species Grown under Moderate and Low Light. *Forests* 12: 1540.
- Gartzia-Bengoetxea, N., Martínez de Arano, I., Arias-González, A. 2021. Forest productivity and associated soil ecosystem services remain altered 15 years after mechanized site preparation for reforestation with *Pinus radiata*. *Soil and Tillage Research* 213: 105150.
- 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. *Annals of Forest Science* 72, 999–1008.
- Goberna, M., Sánchez, J., Pascual, J.A., García, C. 2007. *Pinus halepensis* Mill. plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semi-arid Mediterranean soil. *Applied Soil Ecology* 36: 107–115.
- Gómez-Aparicio, L., Zavala, M.A., Bonet, F.J., Zamora, R. 2009. Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecological Applications* 19: 2124–2141.
- Gómez, J.M., Hódar, J.A. 2008. Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). *Forest Ecology and Management* 256: 1384–1389.
- Gómez-Sal, A., Rey-Benayas, J.M., López-Pintor, A., Rebollo, S. 1999. Role of disturbance in maintaining a savanna-like pattern in Mediterranean *Retama sphaerocarpa* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10: 365–370.
- González Bernáldez, F. 1990. Consideraciones ecológico-políticas acerca de la conservación y regeneración de la cubierta vegetal en España. *Ecología* (Fuera de Serie) 1: 439–445.
- González-Molina, J.M. 2005. *Introducción a la silvicultura general*. Universidad de León, Secretariado de Publicaciones, León, España.
- Holl, K.D., Brancalion, P.H.S. 2020. Tree planting is not a simple solution. *Science* 368: 580–581.
- Homet-Gutiérrez, P., Schupp, E.W., Gómez, J.M. 2015. Naturalization of almond trees (*Prunus dulcis*) in semi-arid regions of the Western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 113: 108–113.
- Instituto Geográfico Nacional (IGN). 2021a. *PNOA máxima actualidad de la Hoja nº 787*. 1:25.000. Instituto Geográfico Nacional, Madrid, España.
- Instituto Geográfico Nacional (IGN). 2021b. *Mapa de provincias y comunidades autónomas*. 1:50.000. Instituto Geográfico Nacional, Madrid, España.
- Leal, A.I., Bugalho, M.N., Palmeirim, J.M. 2022. Effects of ungulates on oak regeneration in Mediterranean woodlands: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 509: 120077.
- Lerma-Arce, V., Oliver-Villanueva, J.V., Segura-Orenga, G., Urchueguia-Schölzel, J.F. 2021. Comparison of alternative harvesting systems for selective thinning in a Mediterranean pine afforestation (*Pinus halepensis* Mill.) for bioenergy use. *iForest* 14: 465–472.
- Luedeling, E., Börner, J., Amelung, W., Schifffers, K., Shepherd, K., Rosentock, T. 2019. Forest restoration: Overlooked constraints. *Science* 366: 315.
- Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J. 2003. Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations? *Forest Ecology and Management* 176: 147–160.
- Manrique-Alba, Á., Beguería, S., Molina, A.J., González-Sanchis, M., Tomas-Burguera, M., del Campo, A. D., et al. 2020. Long-term thinning effects on tree growth, drought response and water use efficiency at two Aleppo pine plantations in Spain. *Science of the Total Environment* 728: 38536.
- Martín-Alcón, S., Coll, L., Salekin, S. 2015. Stand-level drivers of tree-species diversification in Mediterranean pine forests after abandonment of traditional practices. *Forest Ecology and Management* 353: 107–117.
- Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Rebollo, S., Quiles, P., Gómez-Sánchez, D., et al. 2019. Massive and effective acorn dispersal into agroforestry systems by an overlooked vector, the Eurasian magpie (*Pica pica*). *Ecosphere* 10: e02989.
- Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Rebollo, S., Leverkus, A.B., Pesendorfer, M.B., Molina-Morales, M., et al. 2021. Caching territoriality and site preferences by a scatter-hoarder drive the spatial pattern of seed dispersal and affect seedling emergence. *Journal of Ecology* 109: 2342–2353.
- Martínez-Baroja, L., Rey-Benayas, J.M., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P. 2022. Drivers of oak establishment in Mediterranean old fields from 25-year-old woodland islets planted to assist natural. *European Journal of Forest Research* 141: 17–30.
- Martínez-Valderrama, J., Sanjuán, M.E., del Barrio, G., Guirado, E., Ruiz, A., Maestre, F.T. 2021. Mediterranean landscape re-greening at the expense of South American agricultural expansion. *Land* 10: 204.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). 2021. *Estadística Anual de Proyectos y Actuaciones forestales*. Resumen 2005-2019. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid, España.
- Moghli, A., Santana, V.M., Soliveres, S., Baeza, M.J. 2022. Thinning and plantation of resprouting species redirect overstocked pine stands towards more functional communities in the Mediterranean basin. *Science of the Total Environment* 806: 150715.
- Morán-López, T., Valladares, F., Tiribelli, F., Pérez-Sepúlveda, J.E., Traveset, A., Díaz, M. 2018. Fragmentation modifies seed trait effects on scatterhoarders' foraging decisions. *Plant Ecology* 219: 325–342.
- Oliet, J.A., Vázquez de Castro, A., Puértolas, J. 2015. Establishing *Quercus ilex* under Mediterranean dry conditions: sowing recalcitrant acorns versus planting seedlings at different depths and tube shelter light transmissions. *New Forests* 46: 869–883.
- Pausas, J.G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J.P., Fuentes, D., Alloza, J.A., et al. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology* 171: 209–220.
- Pérez-Ramos, I.M., Rodríguez-Calcerrada, J., Ourcival, J.M., Rambal, S. 2013. *Quercus ilex* recruitment in a drier world: A multi-stage demographic approach. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 15: 106–117.
- Prévosto, B., Monnier, Y., Ripert, C., Fernandez, C. 2011. Can we use shelterwoods in Mediterranean pine forests to promote oak seedling development? *Forest Ecology and Management* 262: 1426–1433.
- Puerta-Piñero, C., Gómez, J.M., Valladares, F. 2007. Irradiance and oak seedling survival and growth in a heterogeneous environment. *Forest Ecology and Management* 242: 462–469.
- Puértolas-Simón, J., Prada-Sáez, M.A., Climent-Maldonado, J., Oliet-Palá, J., del Campo-García, A.D. 2012. *Pinus halepensis* Mill. En: Pemán et al. Producción y manejo de semillas y plantas forestales. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Forestal, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rey-Benayas, J.M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land. *Annales des Sciences Forestières*, 55: 801–807.
- Rey-Benayas, J.M. 2020. *¿Es una buena idea plantar 3.000 millones de árboles en Europa?* The Conversation, Madrid, España. Disponible en: <https://theconversation.com/es-una-buena-idea-plantar-3-000-millones-de-arboles-en-europa-140085>
- Rey-Benayas, J.M., Galván, I., Carrascal, L.M. 2010. Differential effects of vegetation restoration in Mediterranean abandoned cropland by secondary succession and pine plantations on bird assemblages. *Forest Ecology and Management* 260: 87–95.
- Rivas-Martínez, S. 2004. *Global Bioclimatics (Clasificación Bioclimática de la Tierra) (Versión 27-08-2004)*. Centro de Investigaciones Fitosociológicas, Madrid, España.
- Selvi, F., Carrari, E., Coppi, A. 2016. Impact of pine invasion on the taxonomic and phylogenetic diversity of a relict Mediterranean forest ecosystem. *Forest Ecology and Management* 367: 1–11.
- Vadell, E., de-Miguel, S., Fernández Centeno, G., Robla, E., Lerner, M., Pemán, J. 2019. La forestación de tierras agrícolas: balance de un instrumento de política forestal para el cambio del uso de la tierra. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 45: 1–20.
- Vaz, P.G., Bugalho, M.N., Fedriani, J.M., Branco, M., Lecomte, X., Nogueira, C., Caldeira, M.C. 2019. Unravelling associations between tree-seedling performance, herbivory, competition, and facilitation in high nature value farmlands. *Journal of Environmental Management* 232: 1066–1074.
- Villar-Salvador, P., Nicolás Peragón, J.L., Heredia Guerrero, N., Uscola Fernández, M. 2013. *Quercus ilex* L. En: Producción y Manejo de semillas y plantas forestales. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Forestal. Tomo I. 226-250. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- Villar-Salvador, P., Nicolás Peragón, J.L., Peñuelas Rubira, J.L. 2021. *La calidad de los materiales de reproducción*. Bases ecológicas y técnicas de la repoblación forestal: 781-822 Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid, España.
- Zagas, Th., Raptis, D., Zagas, D., Karamanolis, D. 2013. Planning and assessing the effectiveness of traditional silvicultural treatments for mitigating wildfire hazard in pine woodlands of Greece. *Natural Hazards* 65: 545–561.

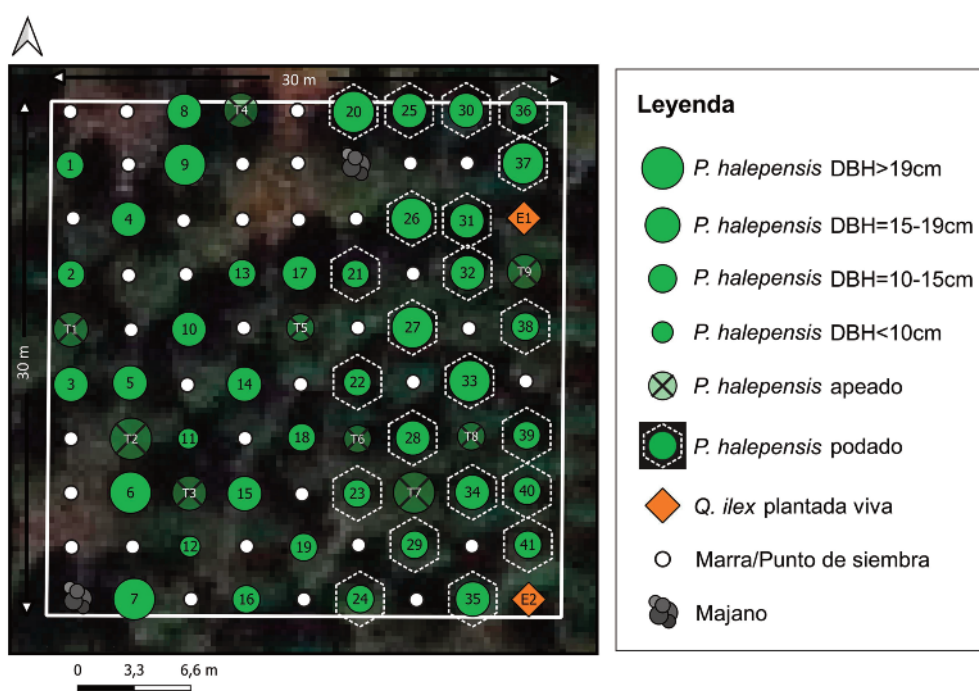


## Apéndice 1 / Appendix 1



**Figura 1A.** Fotografías de algunas parcelas del experimento: (a) Parcela control. (b) Parcela forestada sin tratamientos silvícolas. (c) Parcela forestada con clara y poda.

**Figure 1A.** Photos of some experimental plots: (a) Control plot. (b) Afforested plot with no silvicultural treatments. (c) Afforested plot with thinning and pruning.



**Figura 2A.** Esquema de una parcela forestada con clara sistemática y poda.

**Figure 2A.** Diagram of an afforested plot with systematic thinning and pruning.

**Tabla 1A.** Densidad de pinos (promedio  $\pm$  SD) postratamiento silvícola. Las claras eliminaron un promedio de  $10 \pm 1$  árboles por parcela, permaneciendo un promedio de  $39 \pm 6$  árboles por parcela, es decir,  $441 \pm 56$  árboles  $ha^{-1}$  (densidad media antes de la clara  $548 \pm 52$  árboles  $ha^{-1}$ ).

**Table 1A.** Pine density (mean  $\pm$  SD) after thinning. Thinning removed an average of  $10 \pm 1$  trees per plot, leaving an average of  $39 \pm 6$  trees per plot, that is,  $441 \pm 56$  trees  $ha^{-1}$  (average density before thinning was  $548 \pm 52$  trees  $ha^{-1}$ ).

Tratamiento	Densidad de pinos (pies $ha^{-1}$ )
Forestación sin tratamientos silvícolas	$540 \pm 13$
Forestación con clara sistemática	$440 \pm 52$
Forestación con clara de selección	$442 \pm 50$

**Tabla 2A.** Resultados del análisis de supervivencia para un diseño split-plot de la emergencia de plántulas de encina.**Table 2A.** Results of survival analysis for a Split-plot design for the emergence of oak seedlings.

Variable	$\chi^2_1$	Df	p value
Forestación	0.7	1	0.4
Clara	0.01	1	0.91
Clara × Poda	<0.01	1	0.95

**Tabla 3A.** Resultados del ANOVA para un diseño split-plot del crecimiento de las plántulas de encina supervivientes.**Table 3A.** Results of ANOVA for a Split-plot design for growth of surviving oak seedlings.

	F	Df	p value
<b>Altura</b>			
Clara	1.40	1	0.25
Clara × Poda	1.75	1	0.20
<b>CPA</b>			
Clara	2.14	1	0.16
Clara × Poda	0.01	1	0.90