

Almacenamiento de carbono en la biomasa de forestaciones de la PAC sobre tierras agrarias abandonadas en ambientes mediterráneos continentales

Lucas Díez-de la Macorra¹ , José María Rey-Benayas^{1,2,*} , Alba García-Pose¹ , Amaia Vieco-Martínez³ , Loreto Martínez-Baroja² , Juan A. Oliet-Palá⁴ 

- (1) Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. C/ Princesa 3 dpdo., Apto. 703, 28008 Madrid, España.
(2) Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá (UAH). Edificio de Ciencias. Campus Universitario, 28805 Alcalá de Henares, Madrid, España.
(3) TRAGSATEC. Julián Camarillo, 6B, San Blas-Canillejas, 28037 Madrid, España.
(4) Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, ETSIMFMN. Universidad Politécnica de Madrid. 28040 Madrid, España.

* Autor para correspondencia / Corresponding author: J.M. Rey Benayas [josem.rey@uah.es]

> Recibido / Received: 29/04/2025 – Aceptado / Accepted: 19/09/2025

Cómo citar / How to cite: Díez-de la Macorra, L., Rey-Benayas, J. M., García-Pose, A., Vieco-Martínez, A., Martínez-Baroja, L., & Oliet-Palá, J. (2026). Almacenamiento de carbono en la biomasa de forestaciones de la PAC sobre tierras agrarias abandonadas en ambientes mediterráneos continentales. *Ecosistemas* 35(1): 3023. <https://doi.org/10.7818/ECOS.3023>

Almacenamiento de carbono en la biomasa de forestaciones de la PAC sobre tierras agrarias abandonadas en ambientes mediterráneos continentales

Resumen: El abandono rural ha favorecido que una gran cantidad de superficie de cultivos y pastos en la Europa mediterránea haya sido forestada por el Programa de Forestación de Tierras Agrarias de la PAC de 1992. Este estudio evalúa (1) la superficie de las plantaciones forestales y (2) el impacto de prácticas silvícolas (clara sistemática y de selección de árboles de porvenir y poda de las ramas por debajo de 2 m) en el almacenamiento de carbono en la biomasa de forestaciones de tierras agrarias abandonadas con *Pinus halepensis* Mill. y *Quercus ilex* L. en Campo de Montiel, España central. Las forestaciones cubren una superficie de 16 480.8 ha (2.7 %) en el área estudiada. Casi 30 años después de la plantación, las forestaciones no manejadas almacenaron 20.94 Mg C ha⁻¹ en la biomasa (0.7 Mg ha⁻¹ año⁻¹), mientras que las parcelas no forestadas almacenaron 0.44 Mg C ha⁻¹. En un experimento de cuatro años de duración, las parcelas con clara sistemática y con clara de selección almacenaron 1.31 y 1.02 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente, no habiendo diferencias significativas entre ambos tipos de clara, mientras que las parcelas control almacenaron 0.98 Mg C ha⁻¹ año⁻¹; hubo un efecto relevante de la ubicación de las diferentes parcelas en el C almacenado. La poda tuvo un efecto positivo, pero marginalmente significativo, en el carbono almacenado. Concluimos que (1) las forestaciones de la PAC estudiadas aumentaron ca. 30 veces el C almacenado en la vegetación respecto a la sucesión secundaria y (2) las claras aumentaron la acumulación de C en los pinos plantados en el corto plazo.

Palabras clave: clara; crecimiento; ecuaciones alométricas; pastizales; poda; secuestro de carbono

Biomass carbon stock in CAP afforestation on abandoned agricultural land in continental Mediterranean environments

Abstract: Rural abandonment has led to the afforestation of a large area of former cropland and pasture in the Mediterranean region of Europe under the 1992 EU CAP Afforestation Scheme. This study evaluates (1) the area covered by afforestation and (2) the impact of silvicultural practices (systematic and selection thinning and pruning of branches below 2 m) on storage of biomass carbon in afforested abandoned agricultural land with *Pinus halepensis* Mill. and *Quercus ilex* L. in Campo de Montiel, central Spain. Afforestation covers an area of 16,480.8 ha (2.7 %) in the study area. Nearly 30 years after planting, unmanaged afforestation stored 20.94 Mg C ha⁻¹ in the biomass (0.7 Mg ha⁻¹ yr⁻¹), while non-afforested plots stored 0.44 Mg C ha⁻¹. In a four-year experiment, systematically thinned plots and selectively thinned plots stocked 1.31 and 1.02 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹, respectively, with no significant differences between the thinning types, whereas control plots stocked 0.98 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹; plot position had a relevant effect on the stocked carbon. Pruning had a positive but marginally significant effect on carbon stock. We conclude that (1) the studied CAP afforestation sites have increased vegetation C stocks by ca. 30 times compared to secondary succession, and (2) thinning increased short-term C accumulation in the planted pines.

Keywords: allometric equations; carbon sequestration; growth; pruning; thinning

Introducción

El abandono rural ha favorecido que una gran cantidad de superficie de cultivos y pastos en la Europa mediterránea haya sido sujeto de la regeneración natural, originando formaciones dominadas por matorrales y bosques secundarios (Chazdon et al., 2020), o de plantaciones forestales, ocupando estas últimas una proporción secundaria en relación con las primeras (FAO, 2025). El Programa de Forestación de Tierras Agrarias (PFTA) de la PAC de 1992 (Real Decreto 378/1993, MAPA, 1993), uno de cuyos objetivos fue contrarrestar la pérdida de actividad económica como consecuencia del abandono rural, impulsó la forestación de unas 730 000 hectáreas de tierras dejadas de cultivar y de pastizales en España (Vadell et al., 2019). La mayor parte de estas forestaciones se realizaron en los años 90s y hasta el año 2007. El 50 % de la superficie forestada fueron masas monoespecíficas de especies de crecimiento lento y el 35 % correspondió a masas mixtas de coníferas y encinas (Vadell et al., 2019). El pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) fue una de las especies más utilizadas en áreas de clima mediterráneo por su rápido crecimiento y capacidad de adaptación a climas severos (Lerma-Arce et al., 2021). Sin embargo, la falta de manejo de estas forestaciones mixtas, unido a la mayor supervivencia en general de los pinos respecto a especies como las quercíneas (Pausas et al., 2004a), ha generado frecuentemente formaciones monoespecíficas densas y vulnerables a los incendios y las plagas, de baja resiliencia frente al cambio climático y con una regeneración natural limitada (Vayreda et al., 2012).

El almacenamiento de carbono en estas forestaciones es un aspecto clave en el contexto de los compromisos de descarbonización de la Unión Europea (Dupont et al., 2023). Las forestaciones en tierras agrarias abandonadas representan un sumidero de carbono potencialmente importante en regiones con climas mediterráneos continentales, caracterizados por altas temperaturas estivales, escasa precipitación y suelos frecuentemente degradados (Vicente-Serrano et al., 2014). El incremento del carbono orgánico almacenado en la biomasa leñosa y en el suelo puede contribuir significativamente a mitigar el cambio climático, especialmente si las prácticas silvícolas optimizan el crecimiento de los árboles (del Río et al., 2017). El manejo silvícola adecuado puede promover la resiliencia de las forestaciones frente a distintas perturbaciones al modificar la estructura forestal e incrementar los recursos disponibles y el vigor de los árboles remanentes (Moreau et al., 2020; Oliet Palá et al., 2022).

Un ejemplo de este manejo son las claras que reducen la densidad de los árboles de las masas forestales plantadas para disminuir la competencia y aumentar el crecimiento de los árboles remanentes (Nyland, 2016). Además, la clara reduce la competencia por la luz, el agua y los nutrientes, favoreciendo el reclutamiento espontáneo de especies bien adaptadas a futuras perturbaciones tales como la encina (*Quercus ilex* L.; Vieco-Martínez et al., 2023). Por su parte, la poda —con efectos más inmediatos sobre la arquitectura del árbol y la acumulación de combustibles finos— podría incidir marginalmente en el crecimiento de la biomasa aérea total si se limita a las ramas bajas, frecuentemente decrépitas o secas, como suele practicarse en programas de prevención de incendios (Rivero et al., 2016). La contribución de la silvicultura al balance de carbono podría depender de si el material leñoso se retira, se quema o se tritura y deja descomponerse *in situ*, con implicaciones para los ciclos de nutrientes y la estructura del suelo (Jandl et al., 2007). Así, es necesario evaluar empíricamente los efectos combinados de estas prácticas sobre el almacenamiento de carbono, especialmente en ambientes secos, donde los recursos son limitantes y los efectos pueden diferir de otras regiones más húmedas.

A pesar de la abundancia de forestaciones derivadas del PFTA de la PAC, existe escasa información empírica sobre su dinámica y su papel como sumideros de carbono en estos ambientes secos. Este vacío de conocimiento limita el diseño de políticas de gestión adaptativa y esquemas de incentivos como los pagos por servicios ecosistémicos, que requieren estimaciones fiables del carbono capturado y almacenado a escala local (Locatelli et al., 2015). El presente estudio aporta datos originales sobre la magnitud y la dinámica del almacenamiento de carbono en forestaciones de *P. halepensis* y *Q. ilex* en la comarca del Campo de Montiel, en el centro de España, casi tres décadas después de su establecimiento. Los objetivos principales fueron: O1. Identificar las forestaciones derivadas del PFTA de la PAC y estimar la superficie ocupada actualmente en dicha comarca; y O2. Evaluar cómo estas forestaciones y las prácticas silvícolas de clara sistemática, clara con selección de árboles de porvenir y poda de las ramas bajas (< 2 m) afectan al almacenamiento de carbono en la biomasa. Este carbono puede ser considerado también como carbono secuestrado, ya que es capturado desde la atmósfera mediante la fotosíntesis, se almacena en formas relativamente estables y duraderas (la madera de los árboles plantados, que se descompone muy lentamente en las condiciones climáticas estudiadas) y es verificable y cuantificable a largo plazo (Powlson et al., 2011). En relación con el O2, partimos de las hipótesis de que (H1) las forestaciones aumentarán la incorporación del carbono atmosférico en la biomasa debido a la lenta sucesión secundaria en los ambientes mediterráneos continentales; y (H2) las claras y (H3) la poda de ramas secas o decrépitas de las forestaciones aumentarán el crecimiento de los pinos por la reducción de la competencia intraespecífica.

Los resultados permitirán valorar el impacto real de las forestaciones del PFTA de la PAC sobre el carbono almacenado en la biomasa, así como la efectividad de prácticas silvícolas relativamente simples, de bajo coste y aplicables en programas de restauración forestal a gran escala en la captura de carbono por parte del arbolado remanente. En última instancia, este conocimiento contribuirá a fundamentar decisiones sobre el manejo forestal en tierras agrarias abandonadas, tanto en términos de adaptación y mitigación del cambio climático como de restauración ecológica en paisajes mediterráneos de clima seco.

Material y métodos

Área de estudio

La identificación de las plantaciones forestales y el cálculo de la superficie que ocupan (Objetivo 1) se ha realizado en la comarca de Campo de Montiel (Fig. 1), un área de aproximadamente 650 000 hectáreas ubicada en las provincias de Ciudad Real y Albacete. Esta comarca representa un mosaico agrícola y forestal mediterráneo continental. La temperatura media (Tm)

anual es de 15 °C y la precipitación total anual (Pp.) promedia 367.6 mm en el área (SIAR); durante los años de este estudio experimental (2021-2024), la Tm fue de 16.1 °C y la Pp. de 320.1 mm (estación meteorológica de Argamasilla de Alba; <https://siar.uclm.es/datosMeteorologicos>). La Pp. en junio de 2022 y octubre de 2024, los meses que se utilizaron sensores remotos (ver más adelante), fue de 1.0 y 97.8 mm, respectivamente. El suelo es predominantemente calizo y frecuentemente raquíutico y pedregoso (Leyva González y Matas Cabello, 2013).

Se utilizó la cartografía digital del [Mapa Forestal de España](#) de máxima actualidad (31/12/2022) para Castilla-La Mancha. A partir de esta cartografía se identificaron los denominados (a) “bosques de plantaciones”, es decir, agrupaciones de árboles plantados en espesura y uso netamente forestal, y (b) los “mosaicos de repoblaciones”, es decir, superficie formada por la combinación de áreas cubiertas por repoblaciones con objeto productivo en yuxtaposición con otras áreas de igual o distinta especie arbórea. Estos términos y las definiciones son de la fuente de información usada.

Utilizando como base el mapa generado y tras una comprobación de este mapa con imágenes del PNOA actualizadas, por su extensión (171 ha) y propiedad común (la [Fundación Legado Bustillo](#)), se inspeccionaron en el campo las forestaciones de la PAC de tierras agrarias abandonadas en el municipio de Alhambra (Ciudad Real) en 2021 para establecer el experimento de manejo silvícola (ver más adelante). Según el SIGPAC, las parcelas no forestadas son “Pasto arbustivo” en la actualidad y, según Corine Land Cover, en 1990, antes de las forestaciones, las parcelas están caracterizadas como “Áreas agrícolas con vegetación natural (243) y “Dehesas con dominancia herbácea (321)”.

Estas forestaciones con *P. halepensis* y *Q. ilex* se realizaron en los años 1994-95 y no han sido manejadas activamente desde la plantación. La densidad de plantación fue de unos 1010 pies por ha (marco de 3 x 3.3 m), con un 70 % de pinos y un 30 % de encinas plantadas. Sin embargo, el 25.6 % de los pinos y el 96 % de las encinas murieron antes de este estudio (Vieco-Martínez et al., 2023) por lo que, a efectos prácticos, podemos considerar que se estudiaron plantaciones monoespecíficas de pinos. Además, el 4 % de las encinas que sobrevivieron alcanzaron tamaños muy pequeños, generalmente inferiores a 50 cm. Antes de los trabajos silvícolas en las parcelas experimentales, la densidad de la plantación era de 548.15 árboles ha⁻¹ y el área basimétrica de 9.86 m² ha⁻¹. La vegetación acompañante de estos pinares estaba constituida principalmente por alguna encina y coscoja (*Q. coccifera* L.) aisladas, caméfitos y matas de esparto dispersas (los resultados reportan una descripción detallada de esta vegetación).

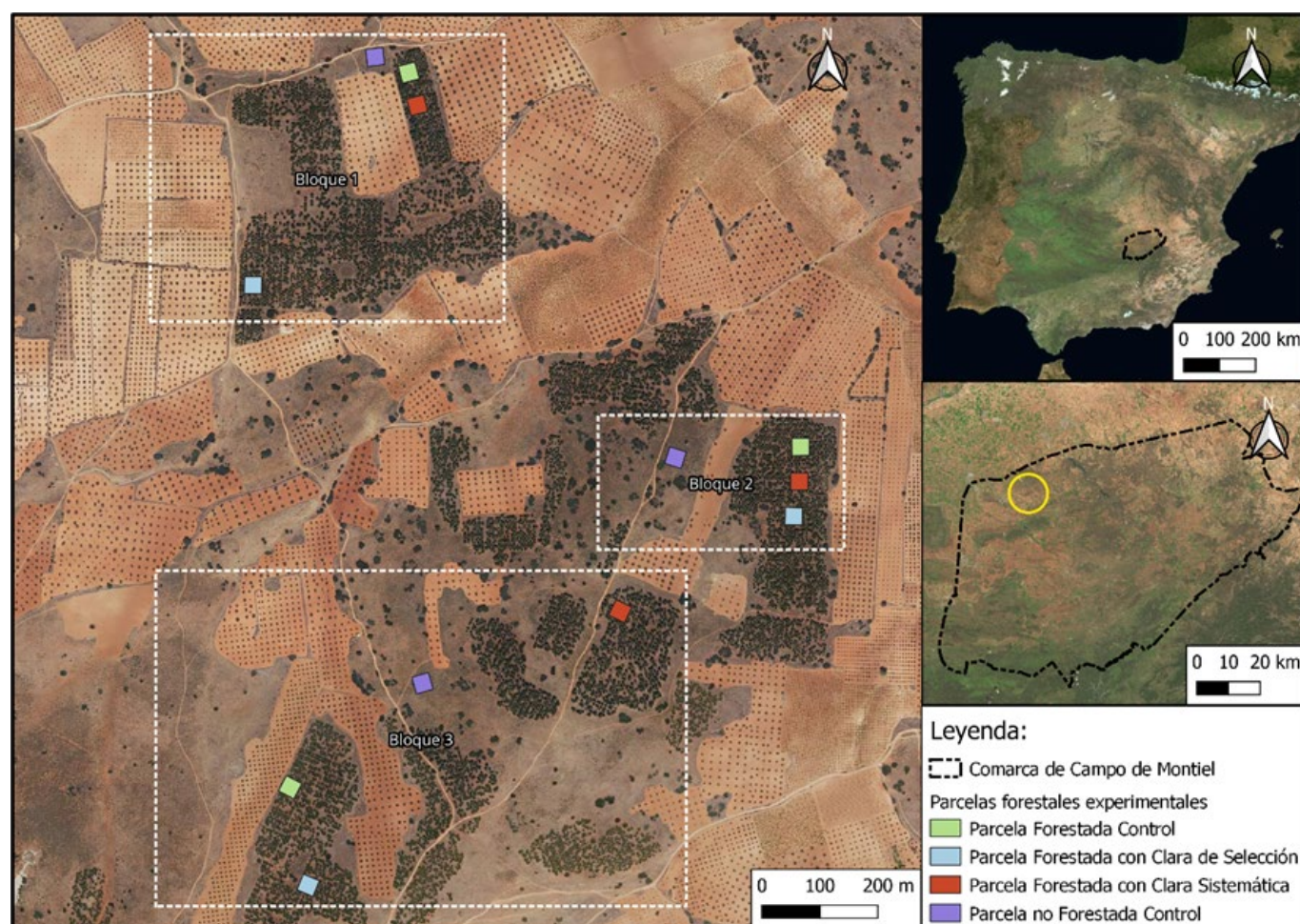


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio (Campo de Montiel) en Iberia y de las 12 parcelas forestales experimentales (dentro del círculo amarillo) en Alhambra (Ciudad Real).

Figure 1. Location of the study area (Campo de Montiel) in Iberia and of the 12 experimental plots (within the yellow circle) in Alhambra (Ciudad Real).

Experimento de manejo silvícola

Tratamientos

El experimento para abordar el Objetivo 2 tuvo los siguientes tratamientos: (1) Parcelas no forestadas control; (2) Parcelas forestadas control sin tratamientos silvícolas; (3) Parcelas forestadas con clara sistemática; y (4) Parcelas forestadas con clara de selección de árboles de porvenir. Además, la mitad de la superficie de las parcelas aclaradas tuvieron un tratamiento de (5) poda de las ramas bajas (<2 m) de los pinos. Se establecieron tres bloques con un total de 12 parcelas experimentales de 30 x 30 m rodeadas por un buffer de 20 m ([Fig. 1](#)).

En las parcelas con claras, se eliminó un 20 % de los pinos. En las claras sistemáticas se eliminó un pino por cada cinco plantados, siguiendo las líneas de plantación, y en las claras de selección se eliminaron uno o dos competidores de los árboles de porvenir previamente seleccionados con objeto de igualar la intensidad de la clara al valor establecido del 20 %. La clara sistemática y la poda en los bloques 1 y 3 se realizaron en febrero de 2021 y en el bloque 2 en marzo de este mismo año, mientras que la clara de selección y la poda se realizaron en marzo de 2022 debido a que las restricciones de movilidad por la COVID-19 impidieron concluir estos trabajos silvícolas en 2021.

Tras las claras, se eliminó un promedio de 10.5 árboles por parcela, quedando una densidad de 440.83 árboles por ha⁻¹. Las densidades promedio después de los tratamientos fueron de 540.7 árboles ha⁻¹ en las parcelas control, 442.17 árboles ha⁻¹ en las parcelas de clara de selección de árboles de porvenir y 440 árboles ha⁻¹ en las de clara sistemática ([Vieco-Martínez et al., 2023](#)).

Medidas biométricas

Se tomaron datos biométricos de todos los pinos plantados en las parcelas de 30 x 30 m en marzo de 2021, marzo de 2022, septiembre de 2023 y diciembre de 2024 en el campo. Las variables registradas fueron el diámetro basal (DB), el diámetro a la altura del pecho (DBH) y la altura máxima (H); el DB y el DBH se midieron con forcípulas y la H con un hipsómetro, asignando a cada árbol el valor promedio de dos medidas consecutivas. Además, se estimó la altura y la cobertura del dosel arbóreo, es decir, la superficie del suelo cubierta por la copa de los árboles plantados, con modelos LiDAR (ver más adelante). El número de pinos medidos fue el siguiente: parcelas forestadas control (n = 146), parcelas con clara de selección (n = 117) y parcelas con clara sistemática (n = 118); en las parcelas aclaradas, se podaron 65 y 56 pinos, respectivamente.

Composición y cobertura de la vegetación leñosa espontánea

Para estudiar la composición y la cobertura del suelo de la vegetación leñosa espontánea, se realizaron cinco transectos lineales de 30 m de longitud en todas las parcelas. En marzo de 2021, se midieron la altura y la superficie proyectada sobre el suelo de las especies de matas y de arbustos, además del esparto (*Stipa tenacissima* L.), para estimar su biomasa y almacenamiento de carbono. Estas medidas no se repitieron al final del experimento porque la biomasa de estas especies y estrato vegetal es muy inferior a la de los pinos plantados (ver más adelante).

Imágenes multiespectrales y LiDAR

De manera complementaria al trabajo de campo, se generaron productos cartográficos de las forestaciones donde se ubicaron las 12 parcelas experimentales mediante vuelos de dron equipado con un [sensor LiDAR DJI Zemmuse L1](#) y un [sensor multiespectral DJI Mavic 3M](#) de elevada resolución espacial (<1 m). Los vuelos se realizaron en junio de 2022 y octubre de 2024. Esta información se obtuvo para (1) medir de forma sistemática y reproducible la altura de los pinos, ya que la altura medida en campo mediante hipsómetros está frecuentemente sujeta a errores de calibración y de los diferentes muestreadores ([Simard et al., 2011](#)); (2) estimar la cobertura del dosel arbóreo; y (3) correlacionar las señales espectrales con los datos de campo y, de esta manera, conocer si se pueden extrapolar los resultados de almacenamiento de carbono a plantaciones forestales no medidas en el campo en otras partes del área de estudio. Para (1) se utilizó un modelo de altura del dosel arbóreo (CHM) obtenido a partir del LiDAR ([Simard et al., 2011](#)). Para (2) se utilizó QGIS para reclasificar los valores de CHM en forma binaria (1 = presencia de copa, 0 = ausencia) y posteriormente se estimó el porcentaje de píxeles clasificados como copa respecto al total de la superficie de cada parcela. Para (3) se utilizó el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) obtenido mediante señales multiespectrales ([Legesse et al., 2024](#)) y el CHM (*Canopy Height Model*; [Lang et al., 2022](#)).

Evaluación del almacenamiento de carbono

Pinos plantados

Para evaluar el almacenamiento de carbono en *P. halepensis* se estimaron la biomasa aérea y la radical a partir del diámetro a la altura de pecho (DBH) y la altura (H) y se calcularon las tasas de crecimiento absolutas, es decir, la medida final menos la medida inicial por año, y relativas, es decir, ((medida final - medida inicial) / medida inicial) * 100) / n° años. Como medidas iniciales se utilizaron las medidas de DBH tomadas en marzo de 2021 (parcelas control y con clara sistemática) o marzo de 2022 (parcelas con clara de selección) y las de altura obtenidas con LiDAR en junio de 2022; como medidas finales se utilizaron las medidas de DBH tomadas en diciembre de 2024 y las de altura obtenidas con LiDAR en octubre de 2024. La biomasa aérea y la radical se estimaron utilizando las siguientes ecuaciones alométricas de [Ruiz-Peinado et al. \(2011\)](#) para esta especie (muestreada en la Sierra del Segura próxima a nuestra área de estudio): W_s (Biomasa del tronco, kg) = $0.0139 \cdot DBH^2 \cdot H$; W_{b7}

(Biomasa de ramas gruesas (diámetro > 27.5 cm, Z=1, diámetro ≤ 27,5 cm, Z=0, kg) = $[3.926 \cdot (\text{DBH} - 27.5)] \cdot Z$; W_{b2-7} (Biomasa de ramas medianas (2-7 cm), kg) = $4.257 + 0.00506 \cdot \text{DBH}^2 \cdot H - 0.0722 \cdot \text{DBH} \cdot H$; W_{b2+n} (Biomasa de ramas finas y hojas, kg) = $6.197 + 0.00932 \cdot \text{DBH}^2 \cdot H - 0.0686 \cdot \text{DBH} \cdot H$; W_R (Biomasa radicular, kg) = $0.0785 \cdot \text{DBH}^2$. Nótese que, en este conjunto de ecuaciones, el DBH contribuye notablemente más a la biomasa total que la altura y que esta segunda medida no afecta a la biomasa radicular, aunque sí a la aérea y a la total.

Escogimos las ecuaciones alométricas de Ruiz-Peinado et al. (2011) porque estiman la biomasa a partir de dos medidas biométricas (DBH y H) y en diferentes compartimentos del árbol que, a su vez, pueden proporcionar información sobre la dinámica del ciclo del carbono en las forestaciones. Existen otros métodos para estimar la biomasa a partir de la biometría como Allometer App (<https://laboratoriforestal.creaf.cat/allometrapp/>), que proporciona biomasa aérea y biomasa subterránea, y Menéndez-Miguélez et al. (2022), que sólo proporciona la biomasa aérea. Améztegui et al. (2022) encontraron que las distintas ecuaciones que evaluaron para diferentes especies de árboles produjeron estimaciones similares de biomasa aérea para árboles de pequeño diámetro y que las discrepancias entre ellas aumentaron con el tamaño del árbol, manifestándose únicamente en árboles con un DAP >30-40 cm, un tamaño superior al de los árboles estudiados en este trabajo.

Vegetación leñosa espontánea

La estimación de la biomasa del esparto, las matas y los arbustos se basó en los datos de cobertura, abundancia y biometría, aplicando ecuaciones alométricas específicas para cada especie. Las especies evaluadas fueron *Retama monosperma* L. (Boiss.) y *Genista cinerea* DC. (Ruiz-Peinado et al., 2013), *Genista scorpius* L. (DC.), *Thymus vulgaris* L., *Thymus zygis* LOEFL. ex L. y *Quercus coccifera* (Allometr app, 2024 <https://laboratoriforestal.creaf.cat/allometrapp/>), *Santolina chamaecyparissus* L. (Castro et al., 1996) y *Stipa tenacissima* L. (Suganuma et al., 2012).

Tanto para los pinos plantados como para la vegetación leñosa espontánea en las parcelas no forestadas control, la biomasa calculada en las parcelas experimentales se extrapoló a biomasa por hectárea. El carbono almacenado se calculó considerando que la fracción de carbono en la biomasa era del 50 % (Montero et al., 2020).

Análisis estadísticos

Se analizó, por un lado, el efecto de los tratamientos selvícolas en el crecimiento de los pinos y, por otro lado, las relaciones entre la biometría y la biomasa de estos y las señales LiDAR y multispectrales. El efecto de la clara en el crecimiento, es decir, en la biomasa acumulada y el carbono almacenado de los pinos plantados entre 2021 y 2024, se evaluó mediante dos modelos lineales con (1) la clara (dos niveles, sí o no) o (2) el tipo de clara (dos niveles, sistemática o selección) y el bloque (tres niveles) y la interacción tipo de clara x bloque como factores fijos. El efecto de la poda en la biomasa acumulada se evaluó mediante un modelo lineal con la poda (dos niveles, sí o no), el bloque (tres niveles) y la interacción poda x bloque como factores fijos. Después de ajustar los modelos lineales, se realizaron comparaciones múltiples de Tukey ($\alpha = 0.05$) para evaluar los efectos de las interacciones en la diferencia de biomasa.

Previamente, se realizó un análisis de valores atípicos (*outliers*) de los datos y se eliminaron 15 de los 381 datos iniciales ($n = 366$). Los datos de biomasa fueron transformados mediante la raíz cuadrada de (biomasa + 15) para cumplir las asunciones de normalidad y homogeneidad de varianza necesarios para aplicar el modelo en el caso del análisis de los tratamientos con claras y el control; en el resto de los modelos no fue necesario transformar la variable. Los modelos que analizaron el crecimiento en DBH y altura consideraron 349 y 355 árboles, respectivamente, tras eliminar los valores atípicos.

Las relaciones entre la altura, DBH, biomasa total y biomasa aérea de los pinos, el CHM del LiDAR y el NDVI de las imágenes multispectrales se analizaron mediante correlaciones. Estos análisis se realizaron a nivel de pino individual y a nivel de parcela.

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando R (versión 4.3.2: R Core Team, 2023) en el entorno RStudio (versión 2024.12.1.563; Posit Team, 2024), empleando los paquetes *readxl*, *car*, *stats* y *emmeans*.

Resultados

Identificación de las forestaciones y cálculo de superficies

En Campo de Montiel existen 1757 teselas de bosques de plantaciones y mosaicos de repoblaciones que cubren una superficie de 16 480.8 ha en total (el 2.7 % del territorio estudiado) según el Mapa Forestal de España (Fig. A1 del Anexo). El tamaño de las teselas fue muy variable, entre 0.41 y 205.86 ha, con un promedio de 9.38 ± 16.13 ha (media $\pm$ desviación estándar). Se identificaron 14 tipos de plantaciones distintas, siendo las más comunes los encinares (5569 ha) y los pinares de *P. halepensis* (4 761 ha; Fig. A1 del Anexo). La superficie ocupada por las plantaciones forestales fue muy inferior a la del monte mediterráneo (uso del suelo “matorrales y herbáceas”), con 113 963 ha.

Crecimiento de los pinos plantados

La altura y el DBH, las dos variables que forman parte de la ecuación alométrica de *P. halepensis* utilizada para estimar la biomasa, medidos en las parcelas experimentales entre 2021/22 y 2024, se reportan en la Tabla A1 del Anexo con fines ilustrativos. Las tasas de crecimiento relativas fueron pequeñas, inferior al 5 % en todos los casos menos uno (Tabla 1). En comparación con las parcelas control, las parcelas con algún tipo de clara (sistemática o de selección, sobre todo estas últimas) mostraron un mayor crecimiento relativo en DBH ($F = 33.64$, $p < 0.001$) y altura ($F = 10.1$, $p = 0.002$) con efectos significativos

del bloque (DBH: $F = 4.48$, $p = 0.012$; altura: $F = 6.03$, $p = 0.003$). Las parcelas podadas y las no podadas no difirieron en crecimiento en DBH ($F = 0.16$, $p = 0.69$) ni en altura ($F = 0.32$, $p = 0.57$).

Tabla 1. Tasas anuales de crecimiento absolutas y relativas promedio ($\pm$ desviación estándar) de la altura (H) y del DBH de los pinos plantados tras 4 años de tratamientos silvícolas. En las parcelas con clara, se reportan los valores de las subparcelas podadas y no podadas y el promedio de ambas.

Table 1. Absolute and relative growth annual rates ($\pm$ standard deviation) of height (H) and DBH of planted pines following 4 years of silvicultural treatments. In plots with thinning, the values of the pruned and unpruned subplots and the average of both are reported.

Clara	Poda	T. absoluta H (m año ⁻¹)	T. relativa H (%)	T. absoluta DBH (cm año ⁻¹)	T. relativa DBH (%)
Control	No (n = 140)	0.28 (± 0.12)	4.23 (± 12.58)	0.33 (± 0.23)	2.17 (± 1.8)
Selección	No + Sí (n = 114)	0.32 (± 0.09)	4.96 (± 1.53)	0.58 (± 0.31)	4 (± 3.5)
Selección	No (n = 50)	0.32 (± 0.1)	5.33 (± 1.87)	0.57 (± 0.3)	4.2 (± 4.8)
Selección	Sí (n = 64)	0.32 (± 0.08)	4.67 (± 1.14)	0.6 (± 0.31)	3.85 (± 2.11)
Sistemática	No + Sí (n = 112)	0.3 (± 0.17)	4.05 (± 2.34)	0.4 (± 0.23)	2.57 (± 1.49)
Sistemática	No (n = 57)	0.28 (± 0.14)	3.97 (± 2.43)	0.38 (± 0.27)	2.46 (± 1.76)
Sistemática	Sí (n = 55)	0.31 (± 0.19)	4.13 (± 2.26)	0.43 (± 0.17)	2.68 (± 1.16)

Biomasa y carbono en las forestaciones

La biomasa aérea, radical y total y el carbono total almacenado al inicio y al final del experimento (2021/22 y 2024, respectivamente) se presentan en la [Tabla 2](#) y el C total almacenado en la biomasa durante estos tres años en la [Figura 2](#). Casi 30 años después de la plantación, las forestaciones no manejadas, representadas por las parcelas forestadas control del experimento, almacenaron 20.94 Mg C ha⁻¹, es decir, una tasa promedio de C total almacenado de 0.7 Mg ha⁻¹ año⁻¹ ([Tabla 2](#)).

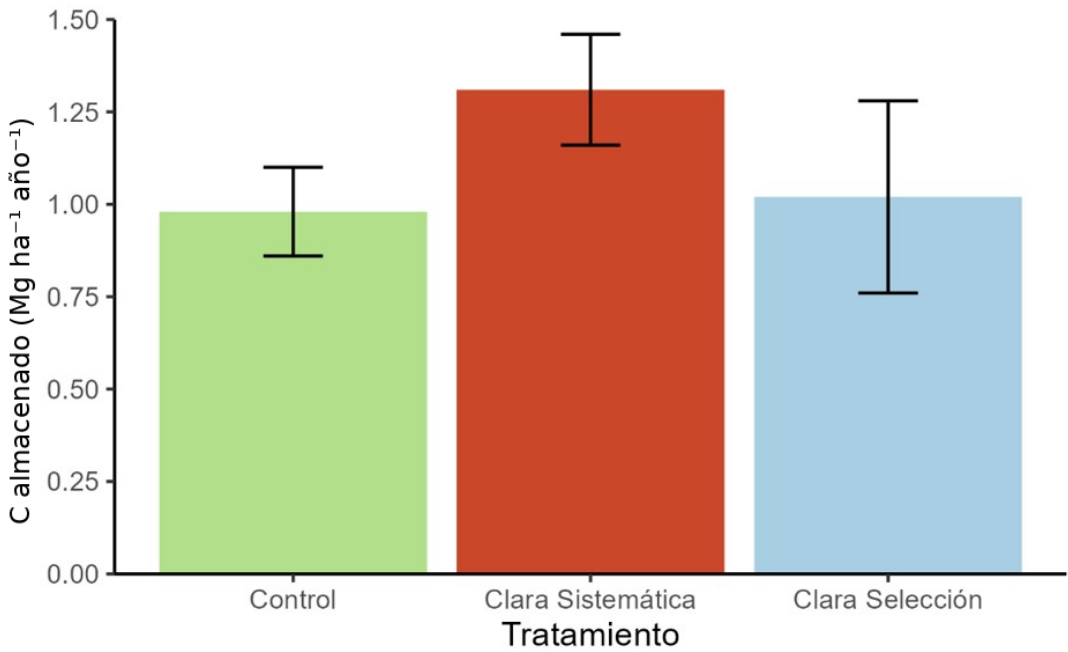


Figura 2. Tasa de carbono almacenado en la biomasa durante el experimento. Las barras indican el promedio de las tres parcelas con cada tratamiento $\pm$ desviación estándar. El carbono almacenado en cada parcela se ha obtenido a partir de la suma de todos los pinos individuales. No hay diferencias significativas entre los dos tipos de clara ([Tabla A3 del Anexo](#)).

Figure 2. Carbon stocking rate during the experiment. Bars indicate the mean of the three plots for each treatment $\pm$ standard deviation. The carbon stocked in each plot was obtained by adding all individual pines. There are no significant differences between the two thinning types ([Table A3 del Anexo](#)).

Tabla 2. Biomasa aérea, radical y total y carbono total almacenado durante el experimento. Las cifras reportadas son el promedio de las tres parcelas con cada tratamiento ± desviación estándar. La biomasa o el carbono de cada parcela se ha obtenido a partir de la suma de todos los pinos individuales.

Table 2. Aerial, root and total biomass and total stocked carbon during the experiment. The reported figures are the average of the three plots per treatment ± standard deviation. The biomass or carbon of each plot was obtained by adding all individual pines.

Parcelas	Año	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg ha ⁻¹)	C almacenado (Mg ha ⁻¹)
Control	2021/22	24.03 (±2.82)	9.99 (±0.85)	34.02 (±3.61)	17.01 (±1.80)
	2024	30.03 (±3.39)	11.85 (±1.04)	41.88 (±4.35)	20.94 (±2.17)
Clara Selección	2022	18.06 (±2.94)	7.55 (±1.04)	25.61 (±3.98)	12.80 (±1.99)
	2024	23.98 (±4.21)	9.48 (±1.37)	33.45 (±5.58)	16.73 (±2.79)
Clara Sistemática	2021/22	21.90 (±3.05)	8.59 (±0.64)	30.49 (±3.61)	15.24 (±1.81)
	2024	28.21 (±2.80)	10.46 (±0.42)	38.67 (±3.04)	19.34 (±1.52)

La interacción clara o control × bloque tuvo un efecto significativo en la biomasa acumulada de los pinos plantados entre 2021/22 y 2024 ($F = 7.72$, $p < 0.001$; [Tabla A2 del Anexo](#)); no obstante, la varianza absorbida por el modelo fue pequeña (R^2 ajustado = 0.089). La clara aumentó el crecimiento de los pinos, pero su efecto dependió de la heterogeneidad ambiental (es decir, del bloque; [Tabla A2 del Anexo](#)). El tipo de clara (sistemática o de selección) no tuvo un efecto significativo en la biomasa ($F = 1.88$, $p = 0.17$), siendo la variación en las claras de selección notablemente mayor que en las claras sistemáticas ([Fig. 2](#)) y debiéndose la variación observada sólo al efecto del bloque ($F = 14.79$, $p < 0.001$; R^2 ajustado = 0.11; [Tabla A3 del Anexo](#)). Del mismo modo, la poda en las parcelas aclaradas no tuvo un efecto significativo en la biomasa ($F = 2.62$, $p = 0.11$), aunque hubo una tendencia a un mayor incremento de la biomasa en los pinos podados, y la variación observada sólo se debió al efecto del bloque ($F = 12.61$, $p < 0.001$; R^2 ajustado = 0.11; [Tabla A4 del Anexo](#)).

Vegetación leñosa espontánea

Se identificaron un total de 12 especies leñosas, excluidas los pinos y las encinas, diferentes en los transectos de 30 m de longitud muestreados en las 12 parcelas experimentales, además del esparto (*S. tenacissima*). Esta última especie fue la dominante en las parcelas no forestadas y el tomillo común (*T. vulgaris*) lo fue en las parcelas forestadas a excepción de las parcelas con clara de selección dominadas por el tomillo salsero (*T. zygis*). De manera ilustrativa, se presentan los valores de biomasa y carbono almacenado de estas especies en el año 2021 ([Tabla 3](#)). En este año, las parcelas no forestadas control habían almacenado dos veces más carbono en la biomasa aérea que las parcelas forestadas control en la biomasa aérea de la vegetación por debajo del dosel arbóreo plantado ([Tabla 3](#)).

Tabla 3. Biomasa y carbono almacenado en los estratos de vegetación herbácea y arbustiva en los distintos tipos de parcelas al inicio del experimento (2021).

Table 3. Biomass and stocked carbon in the herb and shrub layers of the various experimental plot types at the start of the experiment (2021).

Tipos de parcela	Especies	Biomasa aérea por especie (kg ha ⁻¹)	Biomasa aérea por parcela (kg ha ⁻¹)	Carbono almacenado (kg ha ⁻¹)
No forestada control	<i>Retama monosperma</i> , <i>Cytisus cinerea</i>	96.73		
	<i>Genista scorpius</i>	44.51		
	<i>Santolina chamaecyparissus</i>	18.17	938.54	469.27
	<i>Stipa tenacissima</i>	729.50		
	<i>Thymus vulgaris</i>	49.63		
Forestada control	<i>Retama monosperma</i> , <i>Cytisus cinerea</i>	154.15		
	<i>Genista scorpius</i>	11.17		
	<i>Quercus coccifera</i>	62.31	460.23	230,11
	<i>Stipa tenacissima</i>	7.82		
	<i>Thymus vulgaris</i>	224.78		
Forestada clara selección	<i>Stipa tenacissima</i>	1.70		
	<i>Thymus vulgaris</i>	26.95	43.95	21.97
	<i>Thymus zygis</i>	15.30		
Forestada clara sistemática	<i>Genista scorpius</i>	1.46		
	<i>Santolina chamaecyparissus</i>	0.54		
	<i>Stipa tenacissima</i>	8.31	158.77	79.38
	<i>Thymus vulgaris</i>	148.40		
	<i>Thymus zygis</i>	0.06		

Señales espectrales y LiDAR

La correlación entre la altura de los pinos medida en campo al inicio y al final del experimento y la altura medida mediante LiDAR fue muy elevada (0.90 y 0.98 respectivamente, $p < 0.001$, $n = 381$ pinos). La correlación entre la altura medida en campo y el NDVI fue de 0.37 y 0.17 ($p < 0.001$), respectivamente, y entre el DBH medido en el campo y el NDVI fue de 0.46 ($p < 0.001$) y 0.16 ($p = 0.0013$), respectivamente ($n = 381$ pinos).

A nivel de parcela, la correlación entre la biomasa de los pinos y el NDVI promedio fue baja y no significativa en ambos años (Tabla A5 del Anexo). Durante el periodo de estudio, el NDVI promedio aumentó un 7.3 % en las parcelas forestadas control y un 14.3 % y un 2.1 %, respectivamente, en las parcelas con clara de selección y sistemática. La correlación entre la biomasa de los pinos y el CHM promedio fue significativa, pero la proporción de variación explicada fue baja (49 % en el caso de la biomasa aérea; Tabla A5 del Anexo). El CHM promedio aumentó un 8.2 % en las parcelas forestadas control y un 9.7 % y 7.9 %, respectivamente, en las parcelas con clara de selección y sistemática.

Discusión

Los objetivos de este trabajo fueron (1) identificar las forestaciones y estimar la superficie ocupada actualmente en Campo de Montiel y (2) evaluar cómo las forestaciones promovidas por el PFTA de la PAC con *P. halepensis* y *Q. ilex* y las prácticas silvícolas de clara y poda en esta zona afectan al almacenamiento de carbono. En relación con este segundo objetivo, en general se cumplen las hipótesis de que (H1) las forestaciones aumentan el carbono almacenado en la biomasa en relación con los matorrales abiertos que resultan de la sucesión secundaria; (H2) las claras de las forestaciones aumentan el crecimiento de los árboles remanentes; y (H3) la poda de ramas secas o decrépitas aumentaron este crecimiento, aunque de forma marginal.

Superficie forestada

Nuestro análisis indicó que la superficie con plantaciones forestales fue pequeña en el territorio estudiado (2.7 %) y heterogénea en cuanto al tamaño de las parcelas forestadas y especies utilizadas, dominando el pino carrasco y la encina. La encina es la especie más abundante en el monte mediterráneo característico de la zona y también la más plantada. Sin embargo, el pino carrasco, inexistente de forma espontánea en la zona, ha sido la segunda especie más utilizada para la forestación de tierras cultivadas y pastizales debido a su tolerancia al clima del lugar y crecimiento rápido (Pausas et al., 2004b). Estas forestaciones de pinos deben ser manejadas para crear en el medio plazo masas forestales mixtas que sean resilientes al cambio

climático, menos vulnerables a los incendios y, a su vez, que promuevan una mayor biodiversidad (Herrero y Zavala, 2015). Considerando la distancia a las fuentes de propágulos naturales debido al carácter netamente agrícola de la comarca, la transformación de estas masas monoespecíficas de pino en masas mixtas requiere acciones de restauración activa como las plantaciones bajo cubierta combinadas con claras que incrementen el poder facilitador del dosel del pino (Villar-Salvador, 2016; Oliet et al., 2022; Morcillo et al., 2022). Un primer paso sería la reposición de las marras de las encinas plantadas, que fueron casi un 96 % en las parcelas experimentales estudiadas.

Además de la encina, otras medidas para el enriquecimiento botánico incluirían especies productoras de frutos carnosos atractivos para los dispersores de sus semillas (García de León et al., 2021), como son *Crataegus monogyna* Jacq., *Jasminum fruticans* L., *Phyllirea angustifolia* L., *Pyrus bourgenana* DECNE (1870), *Rhamnus alataernus* L., *R. lyciodes* L. y *Rosa spp.*, entre otras. Se ha observado que las claras estudiadas en este trabajo favorecen el reclutamiento espontáneo de plántulas de encina y de otras especies leñosas, contándose 68 individuos por ha y año en las parcelas control y 93 y 130 individuos por ha y año en las parcelas con clara sistemática y de selección, respectivamente (Díez-de la Macorra et al., 2025). Además, la supervivencia temprana de las plántulas de encina también fue favorecida por las claras (Vieco-Martínez et al., 2023).

Almacenamiento de carbono

Las parcelas forestadas almacenaron aproximadamente 30 veces más carbono en la biomasa que las parcelas no forestadas 27 años después de la plantación (H1). Ello se debe al lento desarrollo de la vegetación estudiada, con fuertes limitaciones climáticas y edáficas, y al rápido crecimiento de los pinos (Jordano et al., 2002; Lerma-Arce et al., 2021; García de León et al., 2023). La mayor biomasa acumulada en los pastizales no forestados en comparación con la biomasa de los estratos de vegetación por debajo del dosel arbóreo plantado en las parcelas forestadas no compensó la biomasa acumulada en los pinos estudiados. No obstante, las especies herbáceas perennes como el esparto, los caméfitos y algunos arbustos también desempeñan un papel importante en el almacenamiento de carbono en los ambientes continentales mediterráneos (0.44 Mg C ha⁻¹ en las parcelas no forestadas de nuestro estudio; Maestre et al., 2007; Montero et al., 2020). Las masas plantadas con pinos evolucionan lentamente hacia bosques diversificados debido a la alta densidad de estas plantaciones (en nuestro caso, ca. 541 y 441 pinos ha⁻¹ antes y después de las claras, respectivamente) y a la fase dinámica de exclusión en la que se encuentran (Nyland et al., 2016). En este contexto, las claras analizadas en este estudio no solo aumentan la disponibilidad de recursos para los árboles remanentes, sino que también favorecen el establecimiento de un sotobosque que puede incrementar la capacidad de almacenar carbono (Vieco-Martínez et al., 2023).

Durante los cuatro años evaluados y en comparación con las parcelas forestadas control, los pinos de las parcelas aclaradas tuvieron un mayor crecimiento y almacenaron más carbono que las parcelas no aclaradas (H2), mientras que el tipo de clara (sistemática o de selección) y la poda de las ramas bajas (H3) no afectaron al almacenamiento de carbono. Las claras tuvieron un efecto más consistente en el crecimiento en grosor que en altura de los árboles, confirmando los patrones característicos generales de respuesta a la clara de árbol y rodal (Nyland et al., 2016) que se observan también en otros casos de zonas mediterráneas (Marchi et al., 2018; Ruiz-Peinado et al., 2013; Navarro-Cerrillo et al., 2022; Tabla A6 del Anexo). Las pequeñas tasas de crecimiento pueden explicarse por el poco tiempo evaluado tras las claras, cuatro años en las sistemáticas y tres años en las de selección.

Según este estudio, la eliminación de aproximadamente el 20 % de los pinos plantados aumentó casi un 40 % el carbono almacenado por parte de los pinos remanentes en cuatro años (Tabla 2). Ello sugiere una rápida compensación de la biomasa eliminada debido al efecto de liberación del arbolado remanente que supone la clara aún en años climáticamente más secos y calurosos de lo habitual, como han sido los estudiados en este trabajo. Un cambio de uso del suelo como convertir tierras agrícolas o pastizales en bosques o plantaciones forestales sin considerar efectos indirectos puede significar la liberación de carbono en otras regiones del planeta si se deforestan nuevos terrenos para compensar la pérdida de producción (Powlson et al., 2011). Este no es, sin embargo, el caso estudiado, ya que se trata de tierras agrarias abandonadas de forma espontánea y de plantaciones poco productivas cuyo fin primordial no es la producción de madera sino la compensación de rentas en la población rural. En cualquier caso, en términos de balance neto de carbono, es crítico el destino de la madera extraída de los pinos. Este balance será más favorable, en general, si la madera cortada se destina a usos duraderos y con alto valor de sustitución (Pukkala, 2017). Asimismo, dejar madera muerta en el sotobosque del pinar es una opción que ralentiza la descomposición en relación con otros usos y permite funciones de fomento de la biodiversidad como refugio para la fauna (Bouget et al., 2012) y hábitat para detritívoros y descomponedores (Lassauce et al., 2011). La trituración de la madera in situ favorecerá que se descomponga más rápidamente y el enriquecimiento orgánico del suelo (Jandl et al., 2007). En el otro extremo, la quema como residuo o en forma de biocombustible presentará el balance neto de carbono más desfavorable (Brack, 2017).

Capacidad predictiva de los sensores remotos

La correlación entre la biomasa aérea de los pinos, por un lado, y el NDVI o CHM, por el otro, que fue no significativa o significativa con una variación absorbida relativamente baja, respectivamente, indica que estos parámetros tienen una baja capacidad predictiva de la biomasa acumulada en las forestaciones del área de estudio, a diferencia de lo mostrado en otros trabajos (Calvão y Palmeirim, 2004; Galidaki et al., 2017). El pequeño número de muestras, la heterogeneidad estructural de las forestaciones, con parches densos y huecos y, en el caso del NDVI, las diferencias fenológicas debidas a la variación climática pueden explicar en parte esta baja capacidad predictiva (Vázquez et al., 2013). La alta correlación entre la altura de los pinos medida en el campo y la altura medida mediante LiDAR sugiere la utilidad de esta última técnica para la aplicación de ecuaciones alométricas. Sin embargo, el NDVI no resultó útil para la estimación de las medidas biométricas. Tanto el NDVI como el CHM aumentaron entre 2022 y 2024 de forma consistente con el aumento de la biomasa, lo que sugiere una utilidad "cualitativa" de

estos índices, más que una utilidad “cuantitativa” de estimación de la biomasa en otras plantaciones del área de estudio. Las investigaciones futuras deben ir dirigidas a utilizar parámetros más adecuados obtenidos mediante teledetección y la calibración de modelos específicos para estimar la biomasa a partir de estos.

Conclusiones e implicaciones

Nuestro trabajo permite concluir que (1) las forestaciones del PFTA de la PAC estudiadas han aumentado ca. 30 veces el C almacenado en la vegetación tras 27 años; (2) las claras aumentaron el carbono almacenado en el arbolado remanente ca. un 40 % en cuatro años; (3) el efecto significativo de las claras parece deberse sobre todo a las claras sistemáticas, aunque la heterogeneidad ambiental y el número de réplicas no permite conclusiones más robustas; (4) la poda de las ramas bajas aumentó marginalmente el C almacenado en los pinos plantados; y (5) los parámetros NDVI y CHM obtenidos mediante teledetección tuvieron una baja capacidad predictiva de la biomasa acumulada a nivel de rodal o parcela. Estos resultados subrayan la importancia de una gestión forestal activa para adaptarse al cambio climático y mitigar sus efectos tal como establecen los objetivos del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) y del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC). Debido a la lenta regeneración natural en la región estudiada, las forestaciones de la PAC son capaces de almacenar más carbono por unidad de superficie y tiempo que las expansiones naturales del bosque ligadas al abandono rural. No obstante, como la superficie ocupada por estas plantaciones apenas es la décima parte de la ocupada por el monte mediterráneo, el carbono almacenado en esta formación vegetal junto al de las dehesas es previsiblemente mayor que el almacenado en las plantaciones estudiadas.

En cualquier caso, la gestión de las forestaciones de la PAC en clima mediterráneo continental, vulnerables al cambio climático, contribuye a producir bosques más diversos, resilientes y con mayor capacidad de almacenar carbono. Una cuestión por resolver es cómo y quién pagaría esta gestión de las forestaciones para que maximicen su papel como sumideros de carbono y proporcionen otros beneficios una vez que las ayudas del PFTA se han completado. Dos herramientas posibles son el pago por servicios ambientales y la deducción fiscal a los propietarios (Rey Benayas y Bullock, 2015). Del mismo modo, la utilidad de estas forestaciones debe considerarse en el contexto de la regeneración natural que conduce a matorrales y bosques en buena parte de Iberia por el abandono rural. La Estrategia de la UE sobre Biodiversidad para el año 2030 tiene el objetivo de plantar 3000 millones de árboles para abordar el cambio climático, lo que aumentaría la cubierta forestal en alrededor de 3 millones de hectáreas. Estas plantaciones forestales deben ser cuidadosamente diseñadas teniendo en cuenta las características biofísicas del lugar, las especies, la densidad de plantación y el manejo después de la plantación.

Contribución de los autores

La contribución de cada uno de los autores al trabajo es la siguiente: Conceptualization - JMRB, JAOP; Data curation: LDM, AGP, AVM; Formal Analysis: LDM, JMRB, AVM, LMB; Funding acquisition: JMRB, AGP; Investigation: todos; Methodology: JMRB, AVM, JAOP; Project administration: AGP; Supervision: JMRB; Validation: JMRB; Visualization: LDM, AVM, LMB; Writing – Original Draft: LDM, JMRB; Writing – Review & Editing: all.

Disponibilidad de datos y código

Los datos manejados en este artículo se encuentren accesibles en <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.30939155>.

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por los proyectos “Campo de Montiel más natural y resiliente” de la Fundación Biodiversidad, F.S.P. (Orden TED/818/2021, convocatoria de subvenciones para la realización de proyectos que contribuyan a implementar el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2021-2030 en el ejercicio 2023), “REST-RES: Evaluación de técnicas de restauración ecológica para aumentar la resiliencia frente al cambio climático y la pérdida de biodiversidad en mosaicos forestales y agrícolas” y “ECOREST: Evaluación de técnicas de restauración ecológica para aumentar la resiliencia frente al cambio climático y la pérdida de biodiversidad en mosaicos forestales, agrícolas y urbanos” del MITECO (Orden TED/898/2023 [bases reguladoras], Orden Ministerial (extractos BOE nº 201 de 23 de agosto de 2023 y nº 209 de 29 de agosto de 2024, respectivamente).

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad de los autores y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que apoyan económicamente el proyecto.

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, Francisco Vieco, Guillem Crespo, Pablo González y, especialmente, Sara Jiménez, Fernando Soneira y Jorge García. Daniel Reinoso comentó y mejoró la redacción de los resultados de la teledetección. Agradecemos también la colaboración de la Fundación Legado Bustillo del Ayto. de La Solana y de Jesús Policarpo Lara Salcedo.

Los autores declaran que no tienen conflictos de interés.

Referencias

- Améztegui, A., Rodrigues, M., & Granda, V. (2022). Uncertainty of biomass stocks in Spanish forests: a comprehensive comparison of allometric equations. *European Journal of Forest Research*, 141(3):395–407. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01444-w>.
- Bouget, C., Lassauce, A., & Jonsell, M. (2012). Effects of fuelwood harvesting on biodiversity — a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8): 1421–1432. <https://doi.org/10.1139/X2012-078>.
- Brack, D. (2017). *Power and Heat: Impacts on the Global Climate*. Chatham House, Londres, Reino Unido. Disponible en: <https://www.chathamhouse.org/2017/02/woody-biomass-power-and-heat> [consultado el 16 de abril de 2025].
- Calvão, T., & Palmeirim, J. M. (2004). Mapping Mediterranean scrub with satellite imagery: biomass estimation and spectral behaviour. *International Journal of Remote Sensing*, 25(16):3113–3126. <https://doi.org/10.1080/01431160310001654978>.
- Castro, I., Casado, M. A., Ramírez-Sanz, L., De Miguel, J. M., Costa, M., & Díaz Pineda, F. (1996). Funciones de estimación de fitomasa aérea en varias especies de matorral mediterráneo del centro de la Península Ibérica. *Orsis*, 11:107–116.
- Chazdon, R. L., Lindenmayer, D., Guariguata, M. R., Crouzeilles, R., Rey Benayas, J. M., & Lazos, E. (2020). Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, 15:043002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6>.
- del Río, M., Pretzsch, H., Alberdi, I., Bielak, K., Bravo, F., Brunner, A., ... Bravo-Oviedo, A. (2017). Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands: review and perspectives. *Forest Systems*, 26(3):e103. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0927-6>.
- Díez de la Macorra, L., García Pose, A., & Rey Benayas, J. M. (2025). Silvicultura restaurativa en ecosistemas mediterráneos continentales. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE), Madrid, España. <https://fundacionfire.org/publicacion/silvicultura-restaurativa-en-ecosistemas-mediterraneos-continentales/>.
- Dupont, C., Moore, B., Boasson, E. L., Gravey, V., Jordan, A., Kivimaa, P., ... von Homeyer, I. (2023). Three decades of EU climate policy: racing toward climate neutrality? *WIREs Climate Change*, 15(1): e863. <https://doi.org/10.1002/wcc.863>.
- FAO. (2025). *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2025*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia. <https://www.fao.org/forest-resources-assessment/es>.
- Galidaki, G., Zianis, D., Gitas, I., Radoglou, K., Karathanassi, V., Tsakiri-Strati, M., ... Mallinis, G. (2017). Vegetation biomass estimation with remote sensing: focus on forest and other wooded land over the Mediterranean ecosystem. *International Journal of Remote Sensing*, 38(7):1940–1966. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1266113>.
- García de León, D., Rey Benayas, J. M., & Andivia, E. (2021). Contributions of hedgerows to people: a global meta-analysis. *Frontiers in Conservation Science*, 2:789612. <https://doi.org/10.3389/fcsc.2021.789612>.
- García de León, D., Rey Benayas, J. M., & Villar-Salvador, P. (2023). Assessing the limiting factors of natural regeneration in Mediterranean planted hedgerows. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11:1206000. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1206000> *Frontiers*.
- Herrero, A., & Zavala, M.A. (2015). *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España. Disponible en: https://adaptecca.es/sites/default/files/editor_documentos/bosques_la_biodiversidad_frente_al_cambio_climatico_impactos_vulnerabilidad_adaptacion_2015.pdf.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., ... Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3–4):253–268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>.
- Jordano, P., García, C., Godoy, J. A., & García-Castaño, J. L. (2002). Reclutamiento de especies leñosas en bosques tropicales: la importancia de la dispersión de semillas. *Ecosistemas*, 11(1):45–60. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/308>.
- Lang, N., Kalischek, N., Armston, J., Schindler, K., Dubayah, R., Wegner, J.D. (2022). Global canopy height regression and uncertainty estimation from GEDI LIDAR waveforms with deep ensembles. *Remote Sensing of Environment*, 268:112760.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., & Bouget, C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11(5):1027–1039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>.
- Legesse, F., Degefa, S., & Soromessa, T. (2024). Estimating carbon stock using vegetation indices and empirical data in the upper awash river basin. *Discover Environment* 2:137. <https://doi.org/10.1007/s44274-024-00165-8>.
- 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(5):465. <https://doi.org/10.3832/ifer3636-014>.
- Leyva Cabello, F., & Matas González, J. (2013). *Mapa Geológico de España -- Hoja nº 787. 1:50.000*. Segunda Serie (MAGNA), Primera Edición. Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Madrid, España.
- Locatelli, B., Pavageau, C., Pramova, E., & Di Gregorio, M. (2015). Integrating climate change mitigation and adaptation in agriculture and forestry: Opportunities and trade-offs. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 6(6):585–598. <https://doi.org/10.1002/wcc.357>.
- Maestre, F. T., Ramírez, D. A., & Cortina, J. (2007). Ecología del esparto (*Stipa tenacissima* L.) y los espartales de la Península Ibérica. *Ecosistemas* 16(2). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/89>.
- Marchi, E., Chung, W., Visser, R., Abbas, D., Nordfjell, T., Mederski, P. S., ... Laschi, A. (2018). Sustainable Forest Operations (SFO): a new paradigm in a changing world and climate. *Science of the Total Environment*, 634:1385–1397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.084>.
- Menéndez-Miguélez, M., Calama, R., del Río, M., Madrigal, G., López-Senespleda, E., Pardos, M., & Ruiz-Peinado, R. (2022). Species-specific and generalized biomass models for estimating carbon stocks of young reforestation. *Biomass and Bioenergy*, 161:106453. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106453>.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1993). *Real Decreto 378/1993, de 12 de marzo, por el que se establece un régimen de ayudas para fomentar inversiones forestales en explotaciones agrarias y acciones de desarrollo y aprovechamiento de los bosques en las zonas rurales*. BOE núm. 76, de 30 de marzo de 1993, páginas 9378 a 9385. <https://www.boe.es/eli/es/rd/1993/03/12/378>.
- Montero, G., López-Leiva, C., Ruiz-Peinado, R., López-Senespleda, E., Onrubia, R., & Pasalodos, M. (2020). *Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales*. Ministerio de Agricultura y Alimentación-INIA, Madrid, España.
- Morcillo, L., Turrión, D., Soliveres, S., Chirino, E., Vallejo, R. V., & Vilagrosa, A. (2022). Moderate pine cover maximizes 10-year survival and growth in late-successional species of contrasting functional strategies. *Forest Ecology and Management*, 509:120098. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120098>.

- Moreau, G., Auty, D., Pothier, D., Shi, J., Lu, J., Achim, A., & Xiang, W. (2020). Long-term tree and stand growth dynamics after thinning of various intensities in a temperate mixed forest. *Forest Ecology and Management*, 473:118311. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118311>.
- Navarro-Cerrillo, R. M., Ruiz-Gómez, F. J., Camarero, J. J., Castillo, V., Barberá, G. G., Palacios-Rodríguez, G., ... del Campo, A. D. (2022). Long-term carbon sequestration in pine forests under different silvicultural and climatic regimes in Spain. *Forests*, 13(3):450. <https://doi.org/10.3390/f13030450>.
- Nyland, R. D., Kenefic, L. S., Bohn, K. K., & Stout, S.L. (2016). *Sylviculture. Concepts and applications*. Waveland Press Income, Illinois, USA.
- Oliet Palá, J. A., Bravo Fernández, A., Rubio Sánchez, A., de Frutos López, S., & Roig Gómez, S. (2022). *Descripción del dispositivo experimental del proyecto FORADMIT: acciones selvícolas para la diversificación de pinares artificiales*. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, España. <https://oa.upm.es/80752/>.
- Pausas, J. G., Blade, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., ... Vallejo, R. (2004a). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology*, 171:209–220. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029381.63336.20>.
- Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., & Keeley, J.E. (2004b). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85(4):1085–1100. <https://doi.org/10.1890/02-4094>.
- Posit Team. (2024). *RStudio: Integrated development environment for R* (versión 2024.12.1.563) [Software]. Posit Software, PBC. <https://www.posit.co/>.
- Powlson, D.S., Whitmore, A. P., & Goulding, K. W. T. (2011). Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62:42–55.
- Pukkala, T. (2017). Does management improve the carbon balance of forestry? *Forestry*, 90(1):125–135. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20173021319>.
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rey Benayas, J. M., & Bullock, J. M. (2015). Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. En: Pereira, H.M., Navarro, L.M. (eds.), *Rewilding European Landscapes*, pp. 127–142. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3_7.
- Rivero, R.G., Fernández, R.C., & Montes, R.I. (2016). *Defensa y prevención de incendios forestales*. Síntesis, Madrid, España. ISBN Papel: 9788490773062 / ISBN eBook: 9788490778227. Disponible en: <https://www.sintesis.com/libro/defensa-y-prevencion-de-incendios-forestales>.
- Ruiz-Peinado, R., del Río, M., & Montero, G. (2011). New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems*, 20(1):176–188. <https://doi.org/10.5424/fs/2011201-11643>.
- Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., López-Senespleda, E., Montero, G., & del Río, M. (2013). Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *European Journal of Forest Research*, 132(2):253–262. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0672-z>.
- Simard, M., Pinto, N., Fisher, J. B., & Baccini, A. (2011). Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. *Journal of Geophysical Research* 116:G04021. <https://doi.org/10.1029/2011JG001708>.
- Suganuma, H. S., Kawada, K., Smaout, A., Suzuki, K., Isoda, H., Kojima, T., & Abe, Y. (2012). Allometric equations and biomass amount of representative Tunisian arid land shrubs for estimating baseline. *Journal of Arid Land Studies*, 22(1):219–222. <https://doi.org/10.1186/s40663-015-0053-4>.
- Vadell, E., de Miguel, S., Centeno, G. F., Robla, E., Cuzzi, M. L., & García, J. P. (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. <https://doi.org/10.31167/csecfv0i45.19497>.
- Vayreda, J., Martínez-Vilalta, J., Gracia, M., & Retana, J. (2012). Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology*, 18(3):1028–1041. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02606.x>.
- Vázquez, P., Adema, E., & Fernández, B. (2013). Dinámica de la fenología de la vegetación a partir de series temporales de NDVI de largo plazo en la provincia de La Pampa. *Ecología Austral*, 23(2):77–86. <https://doi.org/10.25260/EA.13.23.2.0.1163>.
- Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Sánchez-Lorenzo, A., García-Ruiz, ... Espejo, F. (2014). Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters*, 9(4):044001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/4/044001>.
- Villar-Salvador, P. (2016). Restoration of Spanish pine plantations: A main challenge for the 21st century. *Reforestación*, 1(1):53–66. <https://doi.org/10.21750/REFOR.1.04.4>.
- 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>.

Anexo / Appendix

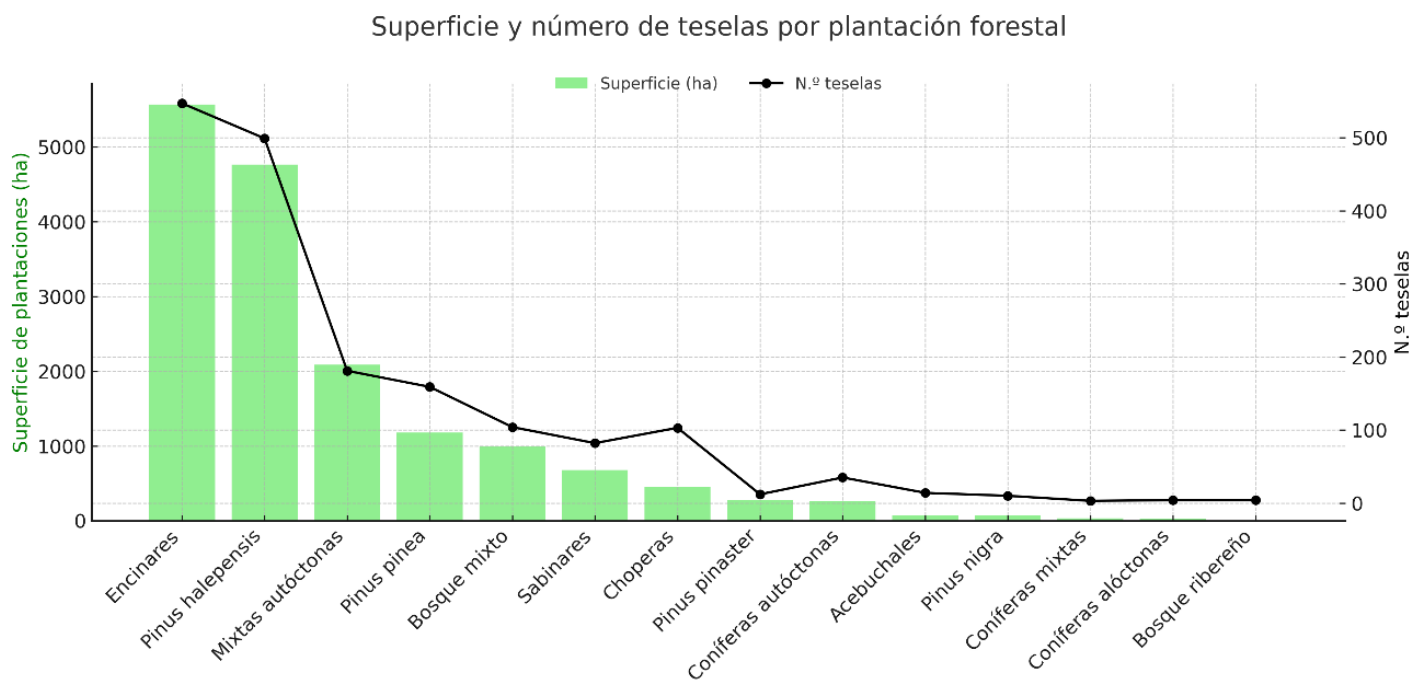


Figura A1. Número de teselas y superficie (ha) de cada tipo de plantación forestal en Campo de Montiel.

Figure A1. Number of and area (ha) of every tree plantation type in Campo de Montiel.

Tabla A1. Valores promedio ($\pm$ desviación estándar) de la altura (m) y el DBH (cm) en las parcelas forestadas; n = 366.

Table A1. Mean ($\pm$ standard deviation) of height (m) and DBH (cm) in the afforested plots; n = 366.

Parcela	Año	Altura (m)	DBH (cm)	Altura podados	DBH podados	Altura no podados	DBH no podados
Control (inicial)	2021/22	7.01 ($\pm$ 1.26)	15.26 ($\pm$ 3.55)	-	-	-	-
Control (final)	2024	7.59 ($\pm$ 1.19)	16.6 ($\pm$ 3.92)	-	-	-	-
Selección (inicial)	2021/22	6.7 ($\pm$ 1.33)	14.5 ($\pm$ 3.9)	7.10 ($\pm$ 1.08)	15.72 ($\pm$ 3.26)	6.23 ($\pm$ 1.47)	13.05 ($\pm$ 4.28)
Selección (final)	2024	7.35 ($\pm$ 1.40)	16.20 ($\pm$ 4.36)	7.76 ($\pm$ 1.14)	17.52 ($\pm$ 3.67)	6.88 ($\pm$ 1.56)	14.77 ($\pm$ 4.74)
Sistemática (inicial)	2021/22	7.64 ($\pm$ 1.32)	15.85 ($\pm$ 3.56)	7.69 ($\pm$ 1.19)	16.48 ($\pm$ 2.88)	7.6 ($\pm$ 1.44)	15.23 ($\pm$ 4.05)
Sistemática (final)	2024	8.25 ($\pm$ 1.37)	17.48 ($\pm$ 3.95)	8.32 ($\pm$ 1.27)	18.21 ($\pm$ 3)	8.17 ($\pm$ 1.47)	16.77 ($\pm$ 4.6)

Tabla A2. Comparaciones múltiples de Tukey para la interacción tratamiento (claras o control) × bloque en la diferencia de biomasa. Para el modelo completo, $F_{5,360} = 8.11$, $p < 0.001$.

Table A2. Tukey's multiple comparisons for the treatment (thinning or control) × block interaction on biomass difference. For the full model, $F_{5,360} = 8.11$, $p < 0.001$.

Claros o control × bloque	Diferencia estimada	p-valor
claras × bloque 1 vs control × bloque 1	0.051	1.000
claras × bloque 1 vs claras × bloque 2	-0.290	0.434
claras × bloque 1 - control × bloque 2	-0.248	0.738
claras × bloque 1 - claras × bloque 3	-0.856	<0.001
claras × bloque 1 - control × bloque 3	0.087	0.997
control × bloque 1 - claras × bloque 2	-0.341	0.431
control × bloque 1 - control × bloque 2	-0.299	0.684
control × bloque 1 - claras × bloque 3	-0.907	<0.001
control × bloque 1 - control × bloque 3	0.036	1.000
claras × bloque 2 - control × bloque 2	0.042	1.000
claras × bloque 2 - claras × bloque 3	-0.566	0.009
claras × bloque 2 - control × bloque 3	0.377	0.322
control × bloque 2 - claras × bloque 3	-0.609	0.0161
control × bloque 2 - control × bloque 3	0.335	0.573
claras × bloque 3 - control × bloque 3	0.944	<0.001

Nota: Valores positivos indican que la diferencia estimada de la biomasa aumentó más en la primera interacción que en la segunda. Valores negativos indican que la biomasa aumentó más en la segunda interacción que en la primera. En **negrita** se destacan las comparaciones con diferencias significativas. Las diferencias estimadas están en la escala de $\sqrt{\text{Diferencia biomasa} + 15}$.

Fórmula del modelo: $\text{lm}(\sqrt{\text{Diferencia biomasa} + 15} \sim \text{tratamiento (claras o control)} \times \text{bloque})$

Tabla A3. Comparaciones múltiples de Tukey para la interacción tipo de clara (selección o sistemática) × bloque en la diferencia de biomasa. Para el modelo completo, $F_{3,322} = 10.38$, $p < 0.001$.

Table A3. Tukey's multiple comparisons for the thinning type (selection or systematic) × block interaction on biomass difference. For the full model, $F_{3,322} = 10.38$, $p < 0.001$.

Tipo de clara (sistemática o selección); bloque	Diferencia estimada	p-valor
Selección-bloque 1 vs sistemática; bloque 1	-2.028	0.744
selección; bloque 1 vs selección; bloque 2	-2.573	0.692
selección; bloque 1 - sistemática; bloque 2	-4.600	0.307
selección; bloque 1 - selección; bloque 3	-9.653	<0.001
selección; bloque 1 - sistemática; bloque 3	-11.680	<0.001
sistemática; bloque 1 - selección; bloque 2	-0.545	1.000
sistemática; bloque 1 - sistemática; bloque 2	-2.573	0.692
sistemática; bloque 1 - selección; bloque 3	-7.625	0.015
sistemática; bloque 1 - sistemática; bloque 3	-9.653	<0.001
selección; bloque 2 - sistemática; bloque 2	-2.028	0.744
selección; bloque 2 - selección; bloque 3	-7.080	0.003
selección; bloque 2 - sistemática; bloque 3	-9.108	0.004
sistemática; bloque 2 - selección; bloque 3	-5.052	0.244
sistemática; bloque 2 - sistemática; bloque 3	-7.080	0.003
selección; bloque 3 - sistemática; bloque 3	-2.028	0.744

Nota: Valores negativos indican que la diferencia estimada de biomasa aumentó más en el primer término de la comparación que en el segundo. En **negrita** se destacan las comparaciones con diferencias significativas.

Fórmula del modelo: $\text{lm}(\text{Diferencia biomasa} \sim \text{tipo de clara (sistemática o selección)} + \text{bloque})$.

Tabla A4. Comparaciones múltiples de Tukey para la interacción poda (sí o no) × bloque en la diferencia de biomasa. Para el modelo completo, $F_{3,322} = 10.66$, $p < 0.001$.

Table A4. Tukey's multiple comparisons for the pruning (yes or no) × block interaction on biomass difference. For the full model, $F_{3,322} = 10.66$, $p < 0.001$.

Poda (sí o no); bloque	Diferencia estimada	p.value
Poda no; bloque 1 - Poda sí; bloque 1	-2.4277	0.588
Poda no; bloque 1 - Poda no; bloque 2	-2.4907	0.720
Poda no; bloque 1 - Poda sí; bloque 2	-4.9184	0.232
Poda no; bloque 1 - Poda no; bloque 3	-9.0706	<0.001
Poda no; bloque 1 - Poda sí; bloque 3	-11.4983	<0.001
Poda sí; bloque 1 - Poda no; bloque 2	-0.0630	1.000
Poda sí; bloque 1 - Poda sí; bloque 2	-2.4907	0.720
Poda sí; bloque 1 - Poda no; bloque 3	-6.6428	0.110
Poda sí; bloque 1 - Poda sí; bloque 3	-9.0706	<0.001
Poda no; bloque 2 - Poda sí; bloque 2	-2.4277	0.588
Poda no; bloque 2 - Poda no; bloque 3	-6.5799	0.007
Poda no; bloque 2 - Poda sí; bloque 3	-9.0076	0.001
Poda sí; bloque 2 - Poda no; bloque 3	-4.1521	0.568
Poda sí; bloque 2 - Poda sí; bloque 3	-6.5799	0.007
Poda no; bloque 3 - Poda sí; bloque 3	-2.4277	0.588

Nota: Valores negativos indican que la diferencia estimada de biomasa aumentó más en el primer término de la comparación que en el segundo. En **negrita** se destacan las comparaciones con diferencias significativas.

Fórmula del modelo: $\text{lm}(\text{Diferencia biomasa} \sim \text{poda (sí o no)} + \text{bloque})$.

Tabla A5. Matriz de correlación de Pearson de la biomasa total y la aérea de los pinos, el parámetro CHM obtenido a partir del LiDAR y el NDVI obtenido a partir de las señales multiespectrales en las parcelas reforestadas estudiadas.

Table A5. Pearson correlation matrix of the total and aboveground biomass of pines, the CHM parameter obtained from LiDAR and the NDVI obtained from the multispectral signals in the afforested plots studied.

	Biomasa total	Biomasa aérea	CHM
Biomasa aérea	0.997 ($p < 0.001$)	—	
CHM	0.663 ($p = 0.003$)	0.716 ($p = 0.001$)	—
NDVI	0.281 ($p = 0.258$)	0.259 ($p = 0.300$)	-0.020 ($p = 0.937$)

Tabla A6. Cifras de biomasa o secuestro de carbono reportadas por otros estudios de la literatura científica. Para la búsqueda sistemática, se dieron las siguientes instrucciones a ChatGPT: (1) "Necesito artículos científicos con las siguientes palabras clave: biomass, carbon sequestration, Mediterranean, plantation, tree"; (2) "completa la información de la tabla adjunta"; (3) para cada artículo individual, "resume el artículo resaltando la información de la tabla" (esta segunda revisión amplió la información de la instrucción (2)). Complementariamente, los artículos identificados proporcionaron otros estudios con cifras de interés.

Table A6. Biomass or carbon sequestration figures reported by other studies in scientific literature. For the systematic search, ChatGPT was given the following instructions: (1) "I need scientific articles with the keywords: biomass, carbon sequestration, Mediterranean, plantation, tree"; (2) "Complete the information in the attached table"; (3) For each individual article, "Summarize the article and highlight the information in the table" (this second review expanded on the information in instruction (2)). In addition, the identified articles provided other studies with figures of interest.

Referencia	Tipo de sistema forestal	Tipos de tratamiento	Biomasa/secuestro de C
Ruiz-Peinado et al. 2017	Plantaciones de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i>	Diferentes edades y especies para distintos tipos de tratamientos silvícolas (claras, periodos de rotación, etc.).	Sin clara: 145 Mg C/ha Clara ligera: 151 Mg C/ha Clara fuerte: 116 Mg C/ha
Ruiz-Peinado et al. 2013	Plantaciones de <i>Pinus pinaster</i>	Plantaciones de 59 años. Claras de distintas intensidades.	Sin clara: 196.9 Mg C/ha Clara moderada: 139.3 Mg C/ha Clara intensa: 126.8 Mg C/ha
Ruiz-Peinado et al. 2016	Plantaciones de <i>Pinus sylvestris</i> L.)	Plantaciones de 52 años. Claras con rotaciones de 10 años.	Sin clara: 206.8 Mg C/ha Clara moderada: 164 Mg C/ha Clara intensa: 148.8 Mg C/ha
Bravo-Oviedo et al. 2015	<i>Pinus sylvestris</i> L. (naturales)	Sistemas aclarados (baja intensidad y moderada) vs. sin aclarar. Rodales de 90 años.	Sin clara: 129.2 Mg C/ha Clara intensidad baja: 105.9 Mg C/ha Clara intensidad moderada: 93.3 Mg C/ha
Navarro-Cerrillo et al. 2022	Plantaciones y masas naturales maduras de pino (nueve <i>Pinus</i> spp.)	Claras de intensidad baja y alta	<i>P. halepensis</i> Sin clara: 94.5 Mg C/ha Clara baja intensidad: 64.1 Mg C/ha Clara alta intensidad: 49.9 Mg C/ha
del Río et al. 2017	Bosques de pinos mediterráneos (<i>P. sylvestris</i> , <i>P. pinaster</i> , <i>P. pinea</i>)	Rodales coetáneos vs multietáneos con aclareos durante 100 años	Coetáneo: 145 Mg C/ha en 100 años; Multietáneo: 130 Mg C/ha Multietáneo fija más C anual (1.334 vs. 1.195 Mg C/ha/año)
Erkan et al. 2023	Plantación de <i>Pinus brutia</i> Ten.	Claras moderadas, intensas y sin aclareos	Sin clara: 151.1 Mg C/ha Clara moderada: 132.5 Mg C/ha Clara intensa: 133.3 Mg C/ha
Cachinero-Vivar et al. 2021	Plantaciones de pinos mediterráneos (40-42 años)	Parcelas sin claras, con claras moderadas y claras intensas	<i>P. pinaster</i> Sin clara: 33.2 Mg C/ha Clara moderada: 49.6 Mg C/ha Clara intensa: 73.1 Mg C/ha <i>P. nigra</i> Sin clara: 29.0 Mg C/ha Clara moderada: 33.0 Mg C/ha Clara intensa: 36.4 Mg C/ha <i>P. sylvestris</i> Sin clara: 38.5 Mg C/ha Clara moderada: 43 Mg C/ha Clara intensa: 51.5 Mg C/ha

Referencias del Anexo

- Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R., Modrego, P., Alonso, R., & Montero, G. (2015). Forest thinning impact on carbon stock and soil condition in Southern European populations of *P. sylvestris* L. *Forest Ecology and Management* 357:259–267. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.005>
- Cachinero-Vivar, A. M., Palacios-Rodríguez, G., Lara-Gómez, M. A., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2021). Thinning effect of C sequestration along an elevation gradient of Mediterranean *Pinus* spp. plantations. *Forests* 12(11):1583. <https://doi.org/10.3390/f12111583>
- del Río, M., Barbeito, I., Bravo-Oviedo, A., Calama, R., Cañellas, I., Herrero, C., ... Bravo, F. (2017). Mediterranean pine forests: management effects on carbon stocks. En: Bravo, F., LeMay, V., Jandl, R. (eds.), *Managing Forest Ecosystems: the challenge of climate change*, pp. 301–327. Springer, Cham, Suiza. https://doi.org/10.1007/978-3-319-28250-3_15
- Erkan, N., Güner, Ş. T., & Aydın, A. C. (2023). Thinning effects on stand growth, carbon stocks, and soil properties in *Brutia* pine plantations. *Carbon Balance and Management* 18(1):6. <https://doi.org/10.1186/s13021-023-00226-0>
- Navarro-Cerrillo, R. M., Ruiz-Gómez, F. J., Camarero, J. J., Castillo, V., Barberá, G. G., Palacios-Rodríguez, G., ... del Campo, A. (2022). Long-term carbon sequestration in pine forests under different silvicultural and climatic regimes in Spain. *Forests* 13(3):450. <https://doi.org/10.3390/f13030450>
- Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., López-Senespleda, E., Montero, G., & del Río, M. (2013). Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *European Journal of Forest Research* 132(2):253–262. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0672-z>
- Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., Montero, G., & del Río, M. (2016). Carbon stocks in a Scots pine afforestation under different thinning intensities management. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 21:1059–1072. <https://doi.org/10.1007/s11027-014-9585-0>
- Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., López-Senespleda, E., & del Río, M. (2017). Forest management and carbon sequestration in the Mediterranean region: a review. *Forest Systems* 26(2):eR04S. <https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11205>