



9CFE-1782

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



Influencia del modelo de gestión de castaños sobre la acumulación y secuestro de carbono en la Sierra de Gredos, Sistema Central, España.

ZAVALA ESPÍNEIRA, G.(1), PIÑAS, P. (1), SEIJO, F. (2,) ZAPATA, E. (1)

(1) Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Castilla-La Mancha. Toledo, España.

(2) IE School of Global and Public Affairs, Madrid, España.

Resumen

El uso tradicional del castaño (*Castanea sativa* Mill.) en la vertiente sur de la Sierra de Gredos ha priorizado la producción de fruto, dando lugar a formaciones de baja densidad y con árboles muy longevos y extendidos. Pero el cambio de usos del territorio, la despoblación rural y las fluctuaciones de los precios de la castaña han conducido a otros tipos de gestión. Dichos tipos de gestión alternativa a la tradicional generan masas con estructura diferente. En este trabajo se contraponen las dos formas de gestión más contrastadas, la tradicional y una gestión "pos-industrial", para comparar la acumulación de carbono en ambas. Con datos más recientes, se realiza también una aproximación al secuestro de carbono para cada una de esas gestiones, en aras a un conocimiento más preciso de su utilidad en la mitigación del cambio climático. Los datos muestran diferencias significativas en la acumulación de carbono entre los dos tipos de manejo, así como apuntan a un mejor desempeño en dicha acumulación en la gestión tradicional (274 t C ha⁻¹ en promedio, frente a 117 t C ha⁻¹ en la pos-industrial). También hay diferencias en términos de secuestro de C: 72 t C ha⁻¹ en promedio para la gestión tradicional, frente a -14 t C ha⁻¹ en el caso de la pos-industrial. Las implicaciones a medio y largo plazo de decantarse por uno u otro tipo de gestión son importantes: los castaños con gestión tradicional enfocada a la producción de fruto son acumuladores longevos de C; los castaños pos-industriales, por el contrario, debido a su alta densidad y reducidos diámetros arbóreos, pueden fácilmente convertirse en nuevas fuentes de emisiones de C. También dicha estructura los hace más sensibles a eventos extremos como tormentas, sequías e incendios, aumentando también su exposición a plagas y enfermedades forestales. Por otro lado, la importante diferencia estructural de ambos tipos de gestión puede tener una gran incidencia en su comportamiento ante potenciales incendios forestales.

Palabras clave

Gestión forestal, sumideros de carbono, *Castanea sativa*, incendios forestales.

1. Introducción

Los bosques de castaños en España, y en Europa en general, sufren una transición forestal, como otras masas boscosas (Conedera *et al.*, 2016). A lo largo del pasado siglo, muchos de estos bosques fueron abandonados debido al declive gradual de las prácticas preindustriales de uso y gestión de la tierra, que requerían un alto aporte de conocimiento tradicional y de trabajo (Krebs *et al.*, 2012; San Roman *et*



al., 2013; Zlatanov *et al.*, 2013; Seijo *et al.*, 2015, 2017). No obstante, la cobertura forestal de castaños se ha expandido en general, como predice el modelo de transición forestal, si bien los bosques antiguos se ven invadidos por rebrotes jóvenes de castaños y otras especies caducifolias y coníferas, que forman copas densas y cerradas a medida que se reanudan los procesos de sucesión ecológica natural.

Se ponen en riesgo, de este modo, numerosos servicios ecosistémicos de los bosques y las plantaciones de castaños como son el secuestro de carbono, la conservación de la biodiversidad o la producción directa de alimento. Todo ello en medio de un contexto de éxodo rural, cambios en el uso de la tierra, cambio climático y unos regímenes de incendios cambiantes (Seijo *et al.*, 2017; San Roman *et al.*, 2013). En efecto, el papel de los bosques en relación con el cambio climático ha sido resumido por la UICN en cuatro acciones fundamentales, dos de las cuales tienen relación directa con el presente estudio: la captura (y su incremento) de CO₂ atmosférico y la prevención de la pérdida del carbono ya está presente en la vegetación y los suelos (UICN, 2016).

Los castaños tienen una ecología de incendios compleja, a menudo vinculada a un uso tradicional antropogénico anual, de baja intensidad y fuera de la temporada de crecimiento (Grove y Rackham, 2000; López-Sáez *et al.*, 2017). Esto conlleva un incremento de la incertidumbre sobre en la resiliencia potencial, o falta de ella, de los bosques y plantaciones de castaños frente a los cambios en los regímenes de perturbación, especialmente del régimen de fuego (Grove y Rackham, 2000; Pausas y Keeley, 2009; López-Sáez *et al.*, 2017)

Las prácticas de quema cultural de la era preindustrial, basadas en el conocimiento ecológico tradicional, tendían a maximizar la explotación de productos alimenticios, leña, de cestería, tonelería y construcción (Elorrieta y Artaza, J. 1949), y podrían haber aumentado la resiliencia de los castañares frente al ataque de hongos e insectos. De igual manera modificarían potencialmente algunos atributos clave del régimen natural de incendios, lo que a su vez podría haber ayudado a prevenir grandes incendios y conflagraciones al reducir los lechos de combustible del paisaje y los combustibles en escalera (Seijo *et al.*, 2015, 2017)

En estudios recientes se señala la importancia de la mejora en el manejo y el potencial económico del castaño (Prada *et al.* 2016, Pulido, 2021), así como la necesidad de la cuantificación de su papel en la mitigación del cambio climático a través de su capacidad de almacenamiento de carbono tanto en biomasa viva como en productos de media y larga duración. Se sabe que la gestión humana en los sistemas naturales puede modificar la respuesta de los bosques al cambio climático (Vilá-Cabrera *et al.* 2018). De hecho, la gestión forestal permitiría un equilibrio entre la producción y la sostenibilidad del sistema, mientras que el abandono de la gestión puede conducir a masas muy densas, más vulnerable a las sequías o los incendios (González Díaz *et al.*, 2020).



Por otro lado, su resiliencia se ve amenazada también por otros desafíos, en forma de plagas y enfermedades forestales. Una de las más conocidas y desde hace más tiempo es la llamada “tinta”, que es provocada por un hongo de la especie *Phytophthora*, y de la que se tienen informaciones desde el último tercio del siglo XVIII (Elorrieta y Artaza, 1949). También está el llamado chancro del castaño, otro hongo parásito, *Cryphonectria parasítica*, vigilado desde el año 2000 en la Comunidad de Castilla y León (Junta CyL) y que ya afecta a la zona de estudio. Por último, y más reciente, la avispa del castaño (*Dryocosmus kuriphilus*), una especie invasora originaria de China, fue detectada en Europa en 2002, en Italia, y en España en 2012. Todas estas enfermedades forestales debilitan las masas, reducen notablemente la producción y las convierten en más vulnerables también frente a los incendios forestales.

La importancia de los bosques de castaños fue reconocida con su inclusión como hábitat de interés comunitario dentro de la Directiva Habitat, de la Comisión Europea, en 1992 (código de hábitat 9260). También siguen siendo una importante fuente de recursos económicos, siendo España uno de los mayores de productores de castaña a nivel europeo, siendo el tercero en los últimos años (Eurocastanea, 2022). En los informes periódicos sobre el estado de los Hábitat europeos incluidos en la directiva, los castañares de la biorregión mediterránea tienen una calificación de su estado en la clase U2, esto es, desfavorable o mala, tanto para su estatus general de conservación como para su estructura y función específicas. También se califica como desfavorable o mala la previsión futura, ya que se constata un deterioro de su conservación entre los informes finalizados (el último para el periodo 2013-2018, EEA & ETC/BD, 2025).

Al comparar las reservas de carbono de la vegetación en dos bosques de castaños con estrategias de gestión divergentes, y asociados a manejos que exhiben marcadas diferencias en el nivel de desarrollo económico (Seijo *et al.*, 2017), se busca ofrecer información sobre posibles consecuencias ecológicas no deseadas de la transición forestal en términos de equilibrio de carbono. Estos conocimientos podrán, a su vez, proporcionar criterios socioecológicos útiles para generar estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático que tengan en cuenta el uso potencial de la quema prescrita inspirada en el uso tradicional del fuego para ayudar a reducir los combustibles del paisaje y, al mismo tiempo, favorecer la resiliencia del ecosistema de bosques de castaños a las perturbaciones causadas por incendios e insectos, conservando la biodiversidad y mejorando las economías rurales locales a través de la producción de fruto de alto valor agregado (Seijo *et al.*, 2015, 2017).

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es analizar si existen diferencias de acumulación y secuestro de carbono entre los castañares gestionados preferentemente como explotaciones frutícolas tradicionales frente a aquellos castañares manejados con una gestión pos-industrial. Por un lado, se busca comparar la acumulación de carbono entre los castañares gestionados de manera tradicional frente a aquellos con una gestión que denominamos pos-industrial, para los dos años en que se han

tomado los datos. Pero también se tiene otro objetivo complementario: analizar el diferente secuestro o productividad de carbono en los árboles bajo cada tipo de gestión.

3. Metodología

La zona de estudio se localiza en la vertiente Sur de la sierra de Gredos, en el límite entre las provincias de Ávila y Madrid. Se trata de una zona montañosa, con pendientes elevadas y valles marcados. Las parcelas de muestreo se encuentran entre los 950 y 1.1000 metros de altitud. La temperatura media anual está en torno a los 12,5 ° C, y con precipitaciones anuales en torno a los 800 mm (Atlas agroclimático de Castilla y León). En la clasificación de Köpen, corresponde a un clima Mediterráneo Csa. Estas condiciones climáticas hacen que se trate de un ambiente relativamente húmedo, que favorece el cultivo de los castaños. Los suelos pertenecen a la clase de Leptosoles líticos y úmbricos, en conjunto con Cambisoles húmicos. La zona es cercana a la Reserva Natural del Valle de Iruelas, y está situada dentro de una zona Red Natura 2000 (Valle del Tiétar).

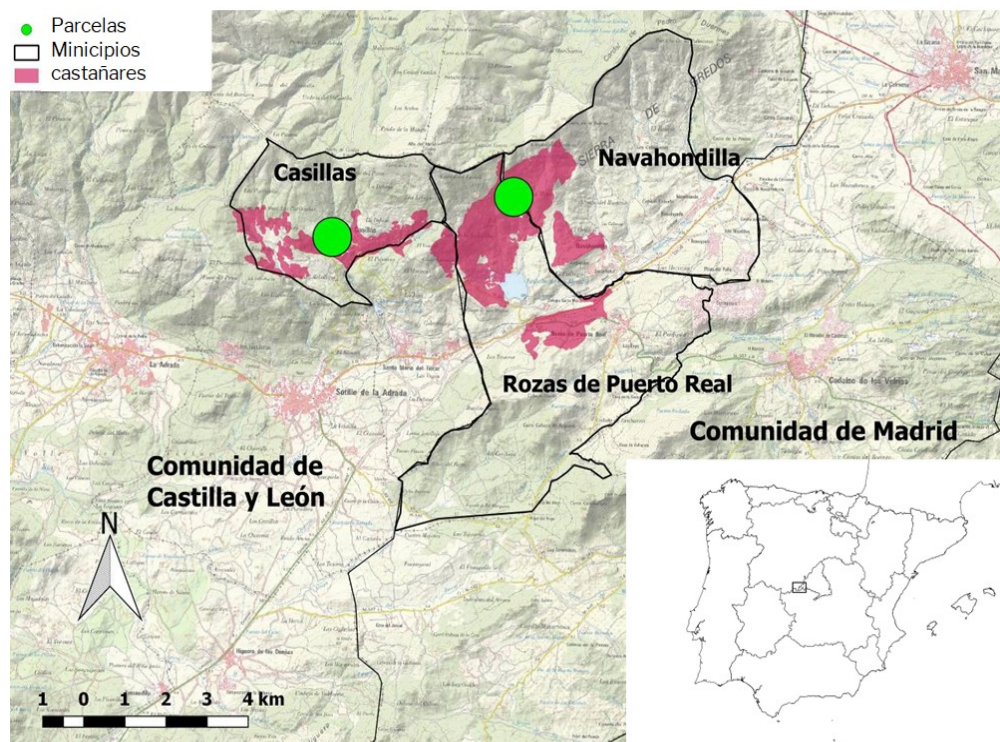


Figura 1. Mapa de localización de la zona de estudio

Todas las parcelas de muestreo se seleccionaron manteniendo lo más posible la homogeneidad de altura, orientación y pendiente, para interferir lo menos posible con el objetivo del trabajo. Se muestrearon 6 parcelas circulares, con un diámetro de 30 m. Se tomaron 3 parcelas de muestreo para cada uno de los dos tipos de gestión considerados: la gestión tradicional, y la gestión post- industrial.



Las parcelas de gestión tradicional se encuentran en la localidad de Casillas (UTM 30T 366.380, 4.465.050), en la Provincia de Ávila, muy cerca del núcleo urbano. La vegetación de la zona es una mezcla de coníferas y frondosas, siendo el castaño la especie dominante en numerosos parches. Está inserta en una zona de la red Natura 2000 y zona ZEPA, Valle del Tiétar (figura 1).

El muestreo de las zonas de gestión post industrial se llevó a cabo en el entorno del término municipal de Rozas de Puerto Real, provincia de Madrid (UTM 30 T 370731.4,4466102.7). Sin embargo, las parcelas muestreadas para este tipo de gestión se encuentran geográficamente dentro de la provincia de Ávila, aunque pertenecen a una finca privada que tiene la mayor parte de su extensión en Rozas de Puerto Real (Madrid), por lo que a efectos de gestión se asimilan a esta provincia, con mayor nivel de desarrollo socioeconómico. Las pendientes en la zona de muestreo son bastante altas. La zona se ve enmarcada por la presencia de castañares y arbustedos, y se sitúa en una zona protegida dentro de la Red Natura 2000, Cuencas de los ríos Alberche y Cofio y Zona de Especial Protección para las Aves denominada Encinares del río Alberche y río Cofio (MAPAMA). Cabe destacar que los pies presentes en estas parcelas son rebrotes de anteriores castaños que se cortaron a mata rasa, por lo que casi todos son coetáneos y de una altura marcadamente homogénea.

Se realizaron dos campañas de muestreo, una en 2016 y otra del verano de 2023 a enero de 2024. Gracias a su localización con GPS, se muestrearon las mismas parcelas en ambas campañas. En cada parcela de muestreo se midieron los diámetros a la altura del pecho (DBH) de todos los árboles en pie con forcípula, salvo aquellos que excedían los 120cm a los que se midió su circunferencia con cinta métrica. La altura de los árboles en las parcelas de gestión tradicional se midió directamente con un hipsómetro digital. En el caso de las parcelas de gestión post-industrial, debido a su alta densidad no fue posible realizar la medida en todos los árboles, por lo que, para el muestreo de 2016, se tomó el percentil 95 de las alturas de copa derivadas del procesado de datos de escenas LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de 2009. En el muestreo de 2023-2024 se midieron las alturas de 10 árboles individuales en cada parcela y se tomó la media de estas alturas como altura común para todos los pies de cada parcela. Dada la homogeneidad de edades y alturas de los pies de estas parcelas de gestión post-industrial es el método más práctico para su estimación.

El cálculo de la biomasa de cada árbol se realizó utilizando varias ecuaciones alométricas (Tabla 1) y se calculó el acumulado para cada parcela. Se han utilizado las ecuaciones detalladas para la especie en 5 publicaciones. De esta biomasa calculada, se utiliza la proporción mencionada por Montero y cols. (2005) de un 48,4% de carbono como constituyente de esa biomasa. Cada ecuación presenta sus particularidades, algunas calculando por separado cada sección fisonómica del árbol (raíz, tronco, ramas finas, medias y gruesas) o sus componentes de cara a la explotación (copa, corteza, madera). Se resumen las ecuaciones en la Tabla 1. Esto nos da la acumulación de carbono media para cada tipo de gestión y año.

Así mismo, con los datos calculados para ambas campañas de muestreo, se tomó la diferencia del carbono en la biomasa para cada parcela entre los años 2023 y 2016 para tener una aproximación del secuestro de carbono entre esos años.

El análisis estadístico para determinar si existen o no diferencias significativas entre los dos tipos de gestión, tanto para la acumulación en los dos años considerados como para el secuestro de carbono en ese periodo de tiempo, se realizaron sendos análisis de la varianza con el programa estadístico PAST (v5.0.2, Hammer *et al.*, 2001). El nivel de significación se ha tomado como 0,1.

Tabla 1. Ecuaciones alométricas de biomasa utilizadas y sus autores proponentes

nº	Autores	Elementos	Ecuación
1	Ruíz- Peinado	<i>et al.</i>	(2012)
			Raíz
			$W_r = 0.0211 \cdot d^{2.804}$
		Tronco	$W_s = 0.0142 \cdot d^2 \cdot h$
		Ramas Gruesas	$W_{b7} = [0.223 \cdot (d - 12.5)^2] \cdot Z$
		Ramas Medias	$W_{b2-7} = 0.230 \cdot d \cdot h$
		Ramas Finas	$W_{b2} = 0.221 \cdot d \cdot h$
		(Si $d \leq 12.5$ cm, $Z = 0$; si $d > 12.5$ cm, $Z = 1$)	
2	Menéndez-Miguélez	<i>et al.</i>	(2012)
			Copa
			$W_{copa} = 0.5408 \cdot h^{(-1.439)} \cdot (d^2)^{1.386}$
		Corteza	$W_{corteza} = 0.004119 \cdot h^{(1.086)} \cdot (d^2)^{0.7889}$
		Madera	$W_{madera} = 0.01391 \cdot (d^2 \cdot h)^{1.006}$
3	Patricio	<i>et al.</i>	(2004)
			Biomasa
			$W = 0.1236 \cdot D^{2.3929}$
4	Montero	<i>et al.</i>	(2005)
			Biomasa
			$W = e^{-1.70831} \cdot d^{2.2154} \cdot 4 \cdot e^{(0.223169 \cdot d^2/2)}$
5	Leonardi	<i>et al.</i>	(1996)
			Biomasa
			$W = 0.066 \cdot D^{2.628}$

4. Resultados

Se aprecian notables diferencias entre los dos tipos de gestión y para la mayoría de las ecuaciones utilizadas para el cálculo en la acumulación de C, para ambos años. Con dichas ecuaciones alométricas las cantidades medias de carbono acumulado calculadas para cada tipo de gestión han variado entre las 145 y las 542 t/ha para la gestión Tradicional. En el caso de la gestión post-industrial, los acúmulos obtenidos han ido desde 82 a 237 t/ha (figura 2).

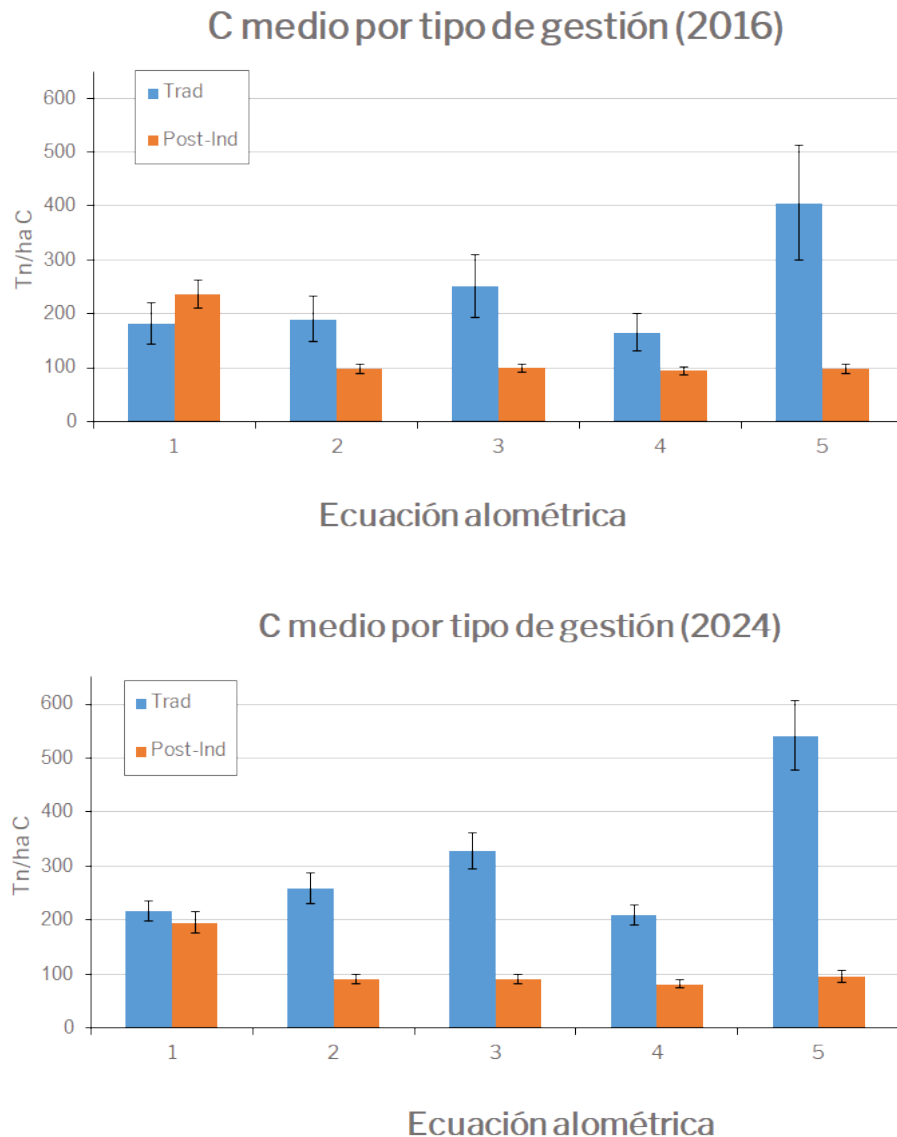


Figura 2. Acumulación de *C* media para cada tipo de gestión, para los años 2016 (a) y 2024 (b). Los números de las ecuaciones alométricas son los del texto y la tabla 1.

La densidad media de árboles fue de entre 70 y 84 pies/ha, en las parcelas de gestión tradicional y para ambos años; mientras que las parcelas con gestión post-industrial mostraron una densidad de entre 806 y 4513 pies por hectárea, para el año 2016, y de 1924 a 2603 pies/ha el año 2024 (únicamente pies vivos en ambos casos). El porcentaje de pies vivos para este último año fue de 32 a 46% en las parcelas de gestión post-industrial (datos no mostrados).

Para el caso de la productividad o secuestro de carbono calculado entre los años 2016 y 2024, las medias fueron de 36 a 136 t/ha, para las parcelas de gestión Tradicional, mientras que las de gestión Post-industrial alcanzaron entre -41 y -3

t/ha de secuestro de C (figura 3). Esto equivaldría a 4,8 a 18 t/ha·año para la gestión tradicional y de -5,8 a -0,4 t/ha·año de C en la gestión post-industrial.

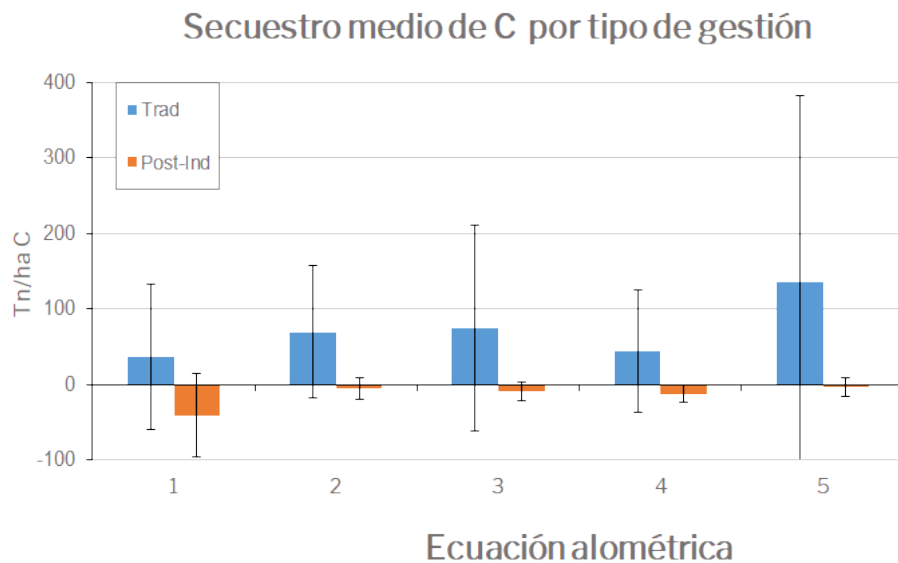


Figura 3. Secuestro de C media para cada tipo de gestión, como diferencia entre los años 2024 y 2016. Las ecuaciones alométricas utilizadas se designan como en el texto y la tabla 1.

Si bien las cantidades de C acumulado son mayores en las parcelas bajo gestión Tradicional que en las de manejo post-industrial, para el modelo de cálculo propuesto por Ruíz-Peinado *et al.* (2012) la media de acumulación para el año 2016 es menor con la gestión Tradicional. Es notable la similitud entre el acumulado medio de C calculado con todas las ecuaciones –a excepción de la mencionada de Ruíz-Peinado– para las parcelas de gestión post-industrial, con poca variación entre los dos años muestreados, así como su homogeneidad entre las distintas parcelas estudiadas.

Con el análisis estadístico aplicado, se tendría que la diferencia en el acúmulo de C resulta significativa entre los dos tipos de manejo para 3 de las cinco ecuaciones, en el año 2016, y para 4 de ellas en el caso del año 2024. Con el nivel de significación empleado, ninguno de los métodos de cálculo de biomasa presenta diferencias significativas entre los dos tipos de gestión para el secuestro de carbono entre los años considerados (Tabla 2).

1	2	3	4	5	
2016	0.305	0.096	0.060	0.116	0.044
2024	0.450	0.005	0.002	0.003	0.002
Secuestro	0.296	0.218	0.348	0.294	0.384

Tabla 2. Resultados del test ANOVA, valores *p*. En negrita los significativos a nivel 0,1

5. Discusión

Se puede afirmar que el acumulado de carbono tiende a ser mayor en las masas de castaños sometidas a una gestión “Tradicional”, que aún mantiene una vocación frutícola en esta zona, frente a aquellas con estructuras muy densas y destinadas principalmente a un uso cinegético, cuya gestión se ha denominado en este trabajo “Post-industrial”.

La gestión Tradicional ha ido viendo reducido su uso no solo en la extensión de las masas sometidas a este manejo, sino también en la extracción y otros usos antiguamente asociados al castaño, como eran la cestería, la tonelería, las apeas mineras, la construcción, etc. (Elorrieta y Artaza, 1949). Por tanto, actualmente se centra fundamentalmente en la producción de fruto. Y esta producción, aún hoy explotada en la mayoría de los castaños de cierto porte en toda la falda Sur del Sistema Central, no se ha tenido en cuenta en el cálculo de biomasa. Sin embargo, para la primera mitad del siglo XX se reportaban cantidades de producción ordinaria de fruto de entre 10 y 80 kg por árbol, con aumentos periódicos notables que podían duplicar, triplicar y hasta quintuplicar la producción de fruto. Para los ejemplares más notables de zonas del N.E. de España se habían registrado producciones frecuentes de entre 100 y 400 kg de fruto por ejemplar, con aumentos hasta los más de 700 kg en los años mejores (Elorrieta y Artaza, 1949).

Desde un punto de vista de gestión forestal encaminada a la mitigación del cambio climático antrópico con estrategias de secuestro de carbono, con los análisis realizados no se tiene una evidencia significativa de la mejor gestión entre la consideradas. Por un lado, las masas jóvenes en crecimiento tienen tasas de secuestro habitualmente mayores en sus primeras etapas. Sin embargo, a medio y largo plazo, la estructura de lo que aquí se ha llamado gestión post-industrial provoca que muchos de los vástagos que estaban vivos en pie el año 2016 estuvieran muertos o caídos en 7-8 años. De hecho, más de la mitad de los vástagos muestreados (en pie) estaban muertos en el año 2023-24 (datos no mostrados). En el contexto de todos los bosques templados del planeta, se estimó una acumulación media de aproximadamente 62 t/ha en la parte vegetal (IPCC, 2000), notablemente inferior a las estimaciones de todos los modelos empleados en este estudio. Esto indicaría que la promoción de la forestación, reforestación o recuperación de



masas de castaño productivas, especialmente con una configuración como aquellas de gestión tradicional frutícola, es una medida que conlleva ventajas a muy variadas escalas. Es más, teniendo en cuenta la proporción de carbono presente en el suelo de los bosques templados, que aquí no se ha medido, se elevarían estas cifras a casi tres veces más, si se mantienen las proporciones para el conjunto de bosques templados (IPCC, 2000). A modo de comparación, un estudio en castañares búlgaros encontró valores de biomasa aérea de entre 19 y 38 t/ha (Zhiyanski *et al.* 2013), de los que aproximadamente la mitad de masa sería el acúmulo de carbono.

La gestión post-industrial se basa en una economía en su conjunto menos dependiente del sector forestal, que queda más relegado a usos terciarios de esparcimiento y disfrute paisajístico o deportivo (Seijo *et al.*, 2024). Por esto, algunas masas de densidades medias o bajas se han llegado a cortar a mata rasa, como en el caso de la finca muestreada. Dada la notable capacidad de rebrote de cepa del castaño, se producen innumerables vástagos a partir de cada pie que dan una estructura sumamente densa y de desarrollo vertical muy rápido. Esto da rápidamente gran cantidad de zonas de cobijo para las especies cinegéticas, a cuya gestión se destinan algunas de las fincas de esta zona. Como se ha mencionado anteriormente, el abandono de una gestión forestal estándar o la más tradicional conduce a masas muy densas, como sería el caso en este ejemplo, lo que aumenta la vulnerabilidad de estas masas forestales frente a perturbaciones tales como sequías o incendios (González Díaz *et al.*, 2020). También una alta densidad reduciría potencialmente la sanidad forestal de estas masas (Ennos, 2015). También se ha señalado en otros trabajos que la reducción de la densidad mejora la respuesta individual a las sequías severas al reducir la competencia intraespecífica por los recursos hídricos (Sohn *et al.* 2016)

No se ha podido considerar aquí una tercera forma de gestión, que se podría considerar industrial, y que se destinaba fundamentalmente a la producción maderera. Existen numerosos ejemplos de esta estructura, con densidades de árboles intermedias entre las dos consideradas en este estudio. Sin embargo, no cumplían los tres criterios que se impusieron para la selección de parcelas, para asegurar la máxima homogeneidad de características independientes del tipo de manejo: similares orientación, pendiente y vertiente. La estructura típica de esta gestión industrial es de árboles de diámetro mediano, pero con fustes muy rectos y alturas de 30 a 40m. En la vertiente Norte de la misma Sierra donde se ha llevado a cabo el estudio se tiene un ejemplo extraordinario en el castañar de El Tiemblo, que ahora tiene protección como espacio natural.

Un reto con múltiples implicaciones es el despoblamiento rural, que interactúa con el creciente riesgo de incendio (Seijo *et al.* 2015) en muchas zonas montañosas peninsulares. En diversos estudios se ha constatado que uno de los factores que permiten fijar población en los territorios es la recuperación de paisajes agroforestales que ofrezcan tanto recursos económicos como bienestar para los habitantes y visitantes mientras se preservan los paisajes culturales (Howkins, 2003).

En la gestión a nivel de paisaje se ha señalado como incentivos concomitantes



para los gestores la obtención de beneficios económicos con el cambio de manejo para conseguir paisajes más resilientes frente a riesgos diversos, como los incendios forestales (Wolpert *et al.* 2023), como la producción de frutos, entre ellos la castaña. Uno de los incentivos que se valoraba por los gestores para el cambio era el rendimiento económico añadido, con una revalorización notable de la castaña en los últimos años. Como se ha comentado, las producciones pueden ser notables y hay en marcha diversos planes de fomento de la plantación, recuperación y puesta en producción de castaños, como las ayudas en la comunidad de Galicia (Xunta de Galicia, 2024).

Este tipo de cambios en el manejo de la tierra ha sido la base para una estrategia de paisajes en mosaico que puedan generar mejores respuestas a los grandes incendios (Pulido *et al.*, 2023). Por otra parte, se ha visto que la gestión puede implicar diferencias importantes como protección frente a incendios forestales por parte de los castañares, sea ya como masas forestales o como plantaciones estrictamente productivas de fruto (Seijo *et al.*, 2017, Pulido, 2021). Esta estrategia es particularmente interesante en un contexto de impactos de incendios progresivamente más frecuentes, extensos e intensos en la Península Ibérica (Fernandes *et al.*, 2014). Las plantaciones de castaños con fines frutícolas aseguran una estructura muy apropiada para generar estructuras de defensa a la vez productivas (Pulido *et al.* 2023), dadas las características de su marco de plantación como árbol frutal (Jara Izquierdo, 1978).

La principal limitación del presente estudio radica en su reducido número de réplicas para cada modo de gestión. Esto se ha debido a dificultades logísticas y también al criterio estricto de homogeneidad de las parcelas seleccionadas, para reducir al mínimo la confusión con otros factores que podrían afectar el resultado, en particular la orientación o la localización en una u otra vertiente de la Sierra de Gredos. En efecto, en el muestreo de 2016 se consideraron 3 parcelas de la gestión que no se ha considerado aquí, al que denominamos “industrial” ya que se dirigía principalmente a la producción maderera. Sin embargo, se concluyó que su estructura no era suficientemente homogénea entre sí; más aún, en el segundo muestreo fue imposible acceder a dos de ellas, por existir un nuevo vallado. Para un estudio posterior, están localizadas y comenzadas a analizar un número muy superior de parcelas bajo ambos tipos de gestión, así como del tercer modo de manejo. Estas parcelas no cumplen con criterios tan estrictos de orientación e insolación, pero sí muestran claras diferencias en la estructura de la masa, lo que – suponemos – permitirá estudiar las implicaciones a diversos niveles de la variedad en la gestión forestal que se lleva a cabo dentro de un área no muy extensa.

6. Conclusiones

Los resultados parecen indicar claramente que los castañares gestionados de forma tradicional en esta zona del Sistema Central – que tiene el objetivo primordial de la producción de frutos- tienen una mayor acumulación de carbono.



Por el contrario, la gestión más orientada a la obtención de estructuras más apropiadas para actividades cinegéticas, que además se combinan con el aprovechamiento periódico como fuente energética eliminando todos los pies a la vez, presenta unas cantidades de carbono acumulado bastante menores.

No es tan claro el efecto diferencial sobre el secuestro de carbono, principalmente debido a las limitaciones del estudio, ya que se necesitarían tamaños muestrales mayores para reducir la enorme dispersión que hace inviable obtener resultados significativos estadísticamente.

En el contexto del actual cambio global, la influencia de la gestión forestal tanto sobre las medidas de adaptación y mitigación del cambio climático como sobre el mantenimiento de los servicios ecosistémicos de los bosques resulta un factor clave. Las masas abandonadas o con una gestión selvícola muy laxa generan potenciales problemas como la mayor vulnerabilidad a eventos extremos o plagas y enfermedades forestales (Schoennagel *et al.*, 2004). Por la parte de la mitigación y adaptación al cambio climático, ya se han apuntado líneas de actuación que mejoren las perspectivas: los tratamientos selvícolas que reduzcan la densidad para permitir vigorizar los árboles conservados reduciría la vulnerabilidad de las masas, así como favorecería la acumulación a largo plazo de carbono (Sohn *et al.*, 2016). También la mayor duración entre cortas favorecería la mitigación y adaptación al cambio climático, puesto que los árboles más longevos continúan secuestrando carbono (Stephenson *et al.*, 2014), a la vez que proveen diversos servicios ecosistémicos, como por ejemplo estructurando ecosistemas forestales (Wirth *et al.*, 2019). No se puede olvidar tampoco la mejora de la resiliencia frente a una perturbación cada vez más intensa, los incendios forestales, como apuntan Pulido y colaboradores (2023)

El desarrollo futuro de esta investigación se centra ahora en la ampliación de los muestreos, aun sacrificando la homogeneidad de orientaciones que es lo que ha limitado más el acceso a más parcelas de estructura forestal similar.

7. Agradecimientos

Este estudio ha sido en parte financiado por el proyecto 2022-GRIN-34430 (plan propio de investigación aplicada de la UCLM y fondos FEDER)

8. Bibliografía

ELORRIETA Y ARTAZA, J. 1949. El castaño en España. Ministerio de Agricultura. Madrid.

Ennos R.A. 2015. Resilience of forests to pathogens: an evolutionary ecology perspective. *Forestry* 88: 41-52

EEA & ETC/BD. Article 17 web tool: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/> (último acceso, 19 de abril de 2025)



EUROCASTANEA (European Chestnut network) 2022 European Chestnut White Paper

FERNANDEZ, P.M.; LOUREIRO, C.; GUIOMAR, N.; PEZZATTI, G.B.; MANSO, F.T.; LOPES, L.; 2014. The dynamics and drivers of fuel and fire in the Portuguese public forest. *J. Environ. Manage.* 146 373–38

GONZÁLEZ DÍAZ, P.; RUIZ BENITO, P.; ASTIGARRAGA URCELAY, J.; CRUZ ALONSO, V.; MORENO FERNÁNDEZ, D.; HERRERO MÉNDEZ, A.; GOSÁLBEZ RUIZ, J.; ZAVALA GIRONÉS, M.A. 2020: Los bosques españoles como soluciones naturales frente al cambio climático: herramientas de análisis y modelización. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.

GROVE, A.T., RACKHAM, O., 2000. *The Nature of Mediterranean Europe: An Ecological History*. Yale University Press, New Haven

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HOWKINS C. 2003. *Sweet chestnut. History, landscape, people*. Addlestone. Inglaterra.

IPCC 2000 - Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo and David J. Dokken (Eds.). *Land Use, Land-Use Change and Forestry. Summary for Policy Makers*. Cambridge University Press, England.

ITACyL, Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León; 2025. Atlas agroclimático de Castilla y León. <https://atlas.itacyl.es/> (Último acceso: 15/01/2025)

JARA IZQUIERDO, A. 1978. *El castaño: Árbol frutal*. Ministerio de Agricultura.

KREBS, P., KOUTSIAS, N., CONEDERA, M., 2012. Modelling the ecocultural niche of giant chestnut trees: new insights into land use history in southern Switzerland through distribution analysis of a living heritage. *J. Hist. Geogr.* 38, 372–386.

LEONARDI, S., SANTA REGINA, I., RAPP, M., GALLEGU, H. A., & RICO, M. 1996. Biomass litterfall and nutrient content in *Castanea sativa* coppice stands of southern Europe. *Annals of Forest Science*, 53 (6)



LÓPEZ-SÁEZ, J.A., GLAIS, A., ROBLES-LÓPEZ, S., ALBA-SÁNCHEZ, F., PÉREZ-DÍAZ, S., ABEL-SCHAAD, D., LUELMO-LAUTENSCHLAEGE, R., 2017. Unraveling the naturalness of sweet chestnut forests (*Castanea sativa* Mill.) in Central Spain. *Veg. Hist. Archaeobotany* 26 (2), 167–182.

MAPAMA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. GeoPortal. <https://sig.mapama.gob.es/geoportal/> (Último acceso: 15/01/2025)

MENÉNDEZ-MIGUÉLEZ, M., CANGA, E., BARRIO-ANTA, M., MAJADA, J., & ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P. 2012. A three-level system for estimating the biomass of *Castanea sativa* Mill. coppice stands in north-west Spain. *Forest Ecology and Management*.

MONTERO, G., RUIZ-PEINADO, R., MUÑOZ, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA: serie forestal, N° 13. Madrid.

PATRÍCIO, M. S., MONTEIRO, M. L., & TOMÉ, M. 2004. Biomass equations for *Castanea sativa* high forest in the northwest of Portugal. *Acta Horticulturae*, 693, 693-698

PAUSAS, J.G., KEELEY, J.E., 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *Bioscience* 59, 593–601.

PRADA, M., BRAVO, F., BERDASCO, L., CANGA, E., & MARTÍNEZ-ALONSO, C. 2016. Carbon sequestration for different management alternatives in sweet chestnut coppice in northern Spain. *Journal of Cleaner Production*, 135, 1161-1169.

PULIDO, F., CORBACHO, J., BERTOMEU, M., GÓMEZ, A., GUIOMAR, N., JUÁREZ, E., LUCAS, B., MORENO, G., NAVALPOTRO, J., PALOMO, G. 2023. Fire-Smart Territories: a proof of concept based on Mosaico approach. *Landsc Ecol* (2023) 38:3353–3370.

PULIDO, F. 2021. Hacia los territorios inteligentes frente a incendios forestales. *Ciudades*, n°24, pp. 65-78

RUIZ-PEINADO, R., MONTERO, G., RÍO, M., 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *For. Syst.* 21 (1), 42–52.

SAN ROMAN, A., FERNANDEZ, C., MOUILLOT, F., FERRAT, L., ISTRIA, D., PASQUALINI, V., 2013. Long-term forest dynamics and land-use abandonment in the Mediterranean mountains, Corsica, France. *Ecol. Soc.* 18, 38.

SCHOENNAGEL, T., VEBLEN, T.T., ROMME, W.H. 2004. The interaction of fire, fuels, and climate across Rocky Mountain Forests. *Bioscience* 54: 661-675



SEIJO, F., ZAVALA, G., BALLESTER, R., COSTA-SAURA, J.M., SANGÜESA-BARREDA, G., CAMARERO, J.J., LÓPEZ SÁEZ, J.A. 2024. Contrasting state land and fire use policies condition fire regime seasonality and size in two Central Spain forest landscapes. *Land Use Policy*. 147: 107338

SEIJO, F., CESPEDES, B., ZAVALA, G. 2018. Traditional fire use impact in the above ground carbon stock of the chestnut forests of central Spain and its implications for prescribed burning. *Science of the Total Environment*. 625, 1405–1414.

SEIJO, F., MILLINGTON, JAMES D.A., GRAY, ROBERT, MATEO, LAURA HERNÁNDEZ, SANGÜESA-BARREDA, GABRIEL, JULIO CAMARERO, J., 2017. Divergent fire regimes in two contrasting Mediterranean chestnut forest landscapes. *Hum. Ecol.* 45 (2), 205–219.

SEIJO, F., MILLINGTON, J., GRAY, R., SANZA, V., LOZANO, J., GARCÍA-SERRANO, F., SANGÜESA-BARREDA, G., CAMARERO, J. 2015. Forgetting fire: Traditional fire knowledge in two chestnut forestecosystems of the Iberian Peninsula and its implications for Europeanfire management policy. *Land Use Policy* 47:130–144

SOHN, J.A., SAHA, S., BAUHUS, J. 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta- analysis. *Forest Ecology and Management* 380: 261-273

STEPHENSON, N.L., *et al.*, 2014, Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size, *Nature* 507, <https://www.nature.com/articles/nature12914/>. DOI: 10.1038/nature12914

UICN. 2016. Making the case for forest restoration. A guide to engaging companies. UICN. Gland, Suiza.

VILÀ-CABRERA A, COLL L, MARTÍNEZ-VILALTA J, RETANA J. 2018. Forest management for adaptation to climate change in the Mediterranean basin: A synthesis of evidence. *Forest Ecology and Management* 407: 16-22.

WIRTH, C., GLEIXNER G., HEINMAN. M. 2009. Old-Growth Forests: Function, Fate and Value – an Overview. *In*: Wirth C, Gleixner G, Heimann, M, eds. *Old-Growth Forests*. Springer-Verlag. Berlín, Alemania.

WOLPERT, F, QUINTAS-SORIANO, C., PULIDO, F., HUNTSINGER, L., PLIENINGER, T., 2022. Collaborative agroforestry to mitigate wildfires in Extremadura, Spain: land manager motivations and perceptions of outcomes, benefits, and policy needs. *Agroforest Syst*, oct 2022



XUNTA DE GALICIA. 2024.. Ayudas al fomento de plantaciones de castaño para fruto y para la regeneración y/o mejora de sotos tradicionales de castaños. Portal institucional. https://sede.xunta.gal/detalle-procedemento?langId=es_ES&codtram=MR670D (último acceso: 16/01/2025)

ZHIYANSKI, M., & GLUSHKOVA, M. 2013. Carbon storage in selected European chestnut (*Castanea sativa* Mill.) ecosystems in Belasitsa Mountain, SW Bulgaria. *Silva Balcanica*, 14(1)/2013

ZLATANOV, T., SHLEPPI, P., VELICHKOV, I., HINKOV, G., GEORGIEVA, M., EGGERTSON, O., ZLATANOVA, M., VACKI, H., 2013. Structural diversity of abandoned chestnut (*Castanea sativa* Mill.) dominated forests: implications for forest management. *For. Ecol. Manag.* 291, 326–335

Influencia del modelo de gestión de castañares sobre la acumulación y secuestro de carbono en la Sierra de Gredos, Sistema Central, España.

ZAVALA ESPÍÑEIRA, G.(1), PIÑAS, P. (1), SEIJO, F. (2,) ZAPATA, E. (1)

(1) Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Castilla-La Mancha. Toledo, España.

(2) IE School of Global and Public Affairs, Madrid, España.

Resumen

El uso tradicional del castaño (*Castanea sativa* Mill.) en la vertiente sur de la Sierra de Gredos ha priorizado la producción de fruto, dando lugar a formaciones de baja densidad y con árboles muy longevos y extendidos. Pero el cambio de usos del territorio, la despoblación rural y fluctuaciones de los precios de la castaña han conducido a otros tipos de gestión. Dichos tipos de gestión alternativa a la tradicional generan masas con estructura diferente. En este trabajo se contraponen las dos formas de gestión más diferenciales, la tradicional y una gestión "pos-industrial", para comparar la acumulación de carbono en ambas. Con datos más recientes, se realiza también una aproximación al secuestro de carbono para cada una de esas gestiones, en aras a un conocimiento más preciso de su utilidad en la mitigación del cambio climático. Los datos muestran algunas diferencias significativas en la acumulación de carbono entre los dos tipos de manejo, así como apuntan a un mejor desempeño de la gestión tradicional de estas masas, también en términos de secuestro de carbono (sumideros). Además, la importante diferencia estructural de ambos tipos de gestión puede tener una gran importancia en su comportamiento ante potenciales incendios.

Palabras clave



Gestión forestal, sumideros de carbono, *Castanea sativa*, incendios forestales.

1. Introducción

Los bosques de castaños en España, y en Europa en general, sufren una transición forestal, como otras masas boscosas (Conedera et al., 2016). A lo largo del pasado siglo, muchos de estos bosques fueron abandonados debido al declive gradual de las prácticas preindustriales de uso y gestión de la tierra, que requerían un alto aporte de conocimiento tradicional y de trabajo (Krebs et al., 2012; San Roman et al., 2013; Zlatanov et al., 2013; Seijo et al., 2015, 2017). No obstante, la cobertura forestal de castaños se ha expandido en general, como predice el modelo de transición forestal, si bien los bosques antiguos se ven invadidos por rebrotes jóvenes de castaños y otras especies caducifolias y coníferas, que forman copas densas y cerradas a medida que se reanudan los procesos de sucesión ecológica natural

Se ponen en riesgo, de este modo, numerosos servicios ecosistémicos de los bosques y las plantaciones de castaños como son el secuestro de carbono, la conservación de la biodiversidad o la producción de alimento directamente. Todo ello en medio de un contexto de éxodo rural, cambios en el uso de la tierra, cambio climático y unos regímenes de incendios cambiantes (Seijo et al., 2017; San Roman et al., 2013).

Los castaños tienen una ecología de incendios compleja, a menudo vinculada a un uso tradicional antropogénico anual, de baja intensidad y fuera de la temporada de crecimiento (Grove y Rackham, 2000; López-Sáez et al., 2017). Esto conlleva un incremento de la incertidumbre sobre en la resiliencia potencial, o falta de ella, de los bosques y plantaciones de castaños frente a los cambios en los regímenes de perturbación, especialmente del régimen de fuego (Grove y Rackham, 2000; Pausas y Keeley, 2009; López-Sáez et al., 2017)

Las prácticas de quema cultural de la era preindustrial, basadas en el conocimiento ecológico tradicional, tendían a maximizar la explotación de productos alimenticios, leña, de cestería, tonelería y construcción (Elorrieta y Artaza, J. 1949), y podrían haber aumentado la resiliencia de los castaños frente a plagas de hongos e insectos. De igual manera modificarían potencialmente algunos atributos clave del régimen natural de incendios, lo que a su vez podría haber ayudado a prevenir grandes incendios y conflagraciones al reducir los lechos de combustible del paisaje y los combustibles en escalera (Seijo et al., 2015, 2017)

En estudios recientes se señala la importancia de la mejora en el manejo y el potencial económico del castaño (Prada et al. 2016), así como la necesidad de la cuantificación de su papel en la mitigación del cambio climático a través de su capacidad de almacenamiento de carbono tanto en biomasa viva como en productos de media y larga duración.



Por otro lado, su resiliencia se ve amenazada también por otras amenazas, en forma de plagas forestales. Una de las más conocidas y desde hace más tiempo es la llamada “tinta”, que es provocada por un hongo de la especie *Phytophthora*, y de la que se tienen informaciones desde el último tercio del siglo XVIII (Elorrieta y Artaza, 1949). También está el llamado chancro del castaño, otro hongo parásito, *Cryphonectria parasítica*, vigilado desde el año 2000 en la Comunidad de Castilla y León (Junta CyL) y que ya afecta a la zona de estudio. Por último, y más reciente, la avispa del castaño (*Dryocosmus kuriphilus*), una especie invasora originaria de China, fue detectada en Europa en 2002, en Italia, y en España en 2012. Todas estas enfermedades forestales debilitan las masas, reducen notablemente la producción y las convierten en más vulnerables también frente a los incendios forestales.

La importancia de los bosques de castaños fue reconocida con su inclusión como hábitat de interés comunitario dentro de la Directiva Habitat, de la Comisión Europea, en 1992. También siguen siendo una importante fuente de recursos económicos, siendo España uno de los mayores de productores de castaña a nivel europeo, siendo el tercero en los últimos años (Eurocastanea, 2022).

Al comparar las reservas de carbono de la vegetación en dos bosques de castaños con estrategias de gestión divergentes y asociados a manejos que exhiben niveles marcadas diferencias de desarrollo económico (Seijo et al., 2017) se busca ofrecer información sobre posibles consecuencias ecológicas no deseadas de una transición foresta en términos de equilibrio de carbono. Estos conocimientos podrán, a su vez, proporcionar criterios socioecológicos útiles para generar estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático que tengan en cuenta el uso potencial de la quema prescrita inspirada en el uso tradicional del fuego para ayudar a reducir los combustibles del paisaje y, al mismo tiempo, favorecer la resiliencia del ecosistema de bosques de castaños a las perturbaciones causadas por incendios e insectos, conservando la biodiversidad y mejorando las economías rurales locales a través de la producción de nueces de alto valor agregado (Seijo et al., 2015, 2017).

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es analizar si existen diferencias de acumulación y secuestro de carbono entre los castañares gestionados como explotaciones frutícolas tradicionales frente a aquellos castañares sometidos a una gestión post-industrial.

3. Metodología

La zona de estudio se localiza en la vertiente Sur de la sierra de Gredos, en límite entre las provincias de Ávila y Madrid. Se trata de una zona montañosa, con pendientes elevadas, y valles marcados. Las parcelas de muestreo se encuentran entre los 950 y 1.1000 metros de altitud. La temperatura media anual está en torno a los 12,5 ° C, y con precipitaciones anuales en torno a los 800 mm (Atlas

agroclimático de Castilla y León). En la clasificación de Köpen corresponde a un clima Mediterráneo Csa. Estas condiciones climáticas hacen que se trate de un ambiente relativamente húmedo, que favorece el cultivo de los castaños. Los suelos pertenecen a la clase de Leptosoles líticos y úmbricos, en conjunto con Cambisoles húmicos. La zona es cercana a la Reserva Natural del Valle de Iruelas, y está situada dentro de una zona Red Natura 2000 (Valle del Tiétar).

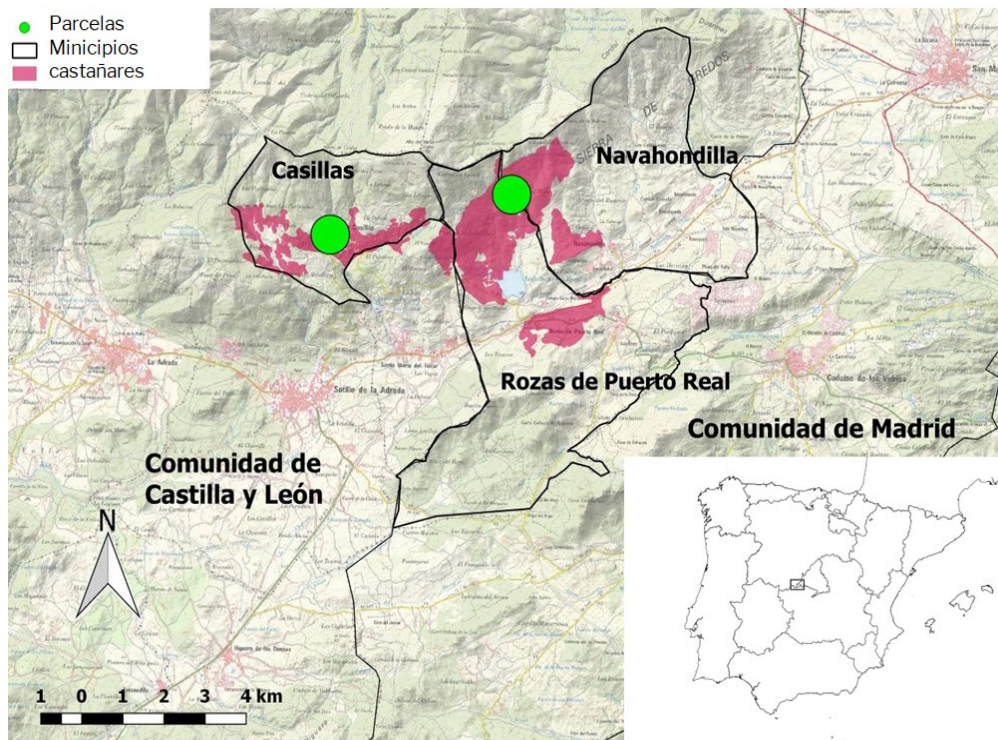


Figura 1. Mapa de localización de la zona de estudio

Todas las parcelas de muestreo se seleccionaron manteniendo lo más posible homogeneidad de altura, orientación y pendiente, para interferir lo menos posible con el objetivo del trabajo. Se muestrearon 6 parcelas circulares, con un diámetro de 30 m. Se tomaron 3 parcelas de muestreo para cada una de los dos tipos de gestión considerados: la gestión tradicional, y la gestión post- industrial.

Las parcelas de gestión tradicional se encuentran en la localidad de Casillas (UTM 30T 366.380, 4.465.050), en la Provincia de Ávila, muy cerca del núcleo urbano. La vegetación de la zona es una mezcla de coníferas y frondosas, siendo el castaño la especie dominante en numerosos parches. Está inserta en una zona de la red Natura 2000 y zona ZEPA, Valle del Tiétar (figura 1).

El muestreo de las zonas de gestión post industrial se llevó a cabo en el entorno del municipio de Rozas de Puerto Real, provincia de Madrid (UTM 30 T 370731.4,4466102.7). Sin embargo, las parcelas muestreadas para este tipo de



gestión se encuentran geográficamente dentro de la provincia de Ávila, aunque pertenecen a una finca privada que tiene la mayor parte de su extensión en Rozas de Puerto Real (Madrid), por lo que a efectos de gestión se asimilan a esta provincia. Las pendientes en la zona de muestreo son bastante altas. La zona se ve enmarcada por la presencia de castañares y arbustedos, y se sitúa en una zona protegida dentro de la Red Natura 2000, Cuencas de los ríos Alberche y Cofio y Zona de Especial Protección para las Aves denominada Encinares del río Alberche y río Cofio (MAPAMA).

Se realizaron dos campañas de muestreo, una en 2016 y otra del verano de 2023 a enero de 2024. Gracias a su localización con GPS, se muestrearon las mismas parcelas en ambas campañas. En ellas, dentro de cada parcela de muestreo, se midieron los diámetros a la altura del pecho (DBH) de todos los árboles en pie con forcípula, salvo aquellos que excedían los 120cm a los que se midió su circunferencia con cinta métrica. La altura de los árboles en las parcelas de gestión tradicional se midió directamente con un hipsómetro digital. En el caso de las parcelas de gestión post-industrial, debido a su alta densidad no fue posible realizar la medida en todos los árboles, por lo que, para el muestreo de 2016, se tomó el percentil 95 de las alturas de copa derivadas del procesado de datos de escenas LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de 2009. En el muestreo de 2023-2024 se midieron las alturas de 10 árboles individuales en cada parcela y se tomó la media de estas alturas como altura común para todos los pies de cada parcela. Dada la homogeneidad de edades y alturas de los pies de estas parcelas de gestión post-industrial es el método más práctico para su estimación.

El cálculo de la biomasa de cada árbol se realizó utilizando varias ecuaciones alométricas y se calculó el acumulado para cada parcela. Se han utilizado las ecuaciones detalladas para la especie en 5 publicaciones. De esta biomasa calculada, se utiliza la proporción mencionada por Montero y cols. (2005) de un 48,4% de carbono como constituyente de esa biomasa. Cada ecuación presenta sus particularidades, algunos calculando por separado cada sección fisonómica del árbol (raíz, tronco, ramas finas, medias y gruesas) o sus componentes de cara a la explotación (copa, corteza, madera). Se resumen las ecuaciones en la Tabla 1. Esto nos da la acumulación de carbono media para cada tipo de gestión y año.

Así mismo, con los datos calculados para ambas campañas de muestreo, se tomó la diferencia del carbono en la biomasa para cada parcela entre los años 2023 y 2016 para tener una aproximación del secuestro de carbono entre esos años.

El análisis estadístico para determinar si existen o no diferencias significativas entre los dos tipos de gestión, tanto para la acumulación en los dos años considerados como para el secuestro de carbono en ese periodo de tiempo, se realizaron sendos análisis de la varianza. El nivel de significación se ha tomado como 0,1.

Tabla 1. Ecuaciones alométricas de biomasa utilizadas y sus autores proponentes

n°	Autores	Elementos	Ecuación		
1	Ruíz- Peinado	<i>et al.</i>	(2012)	Raíz	Wr = 0.0211 · d2.804
Tronco		Ws = 0.0142 · d2 · h			
Ramas Gruesas		Wb7 = [0.223 · (d – 12.5)^2] · Z			
Ramas Medias		Wb2–7 = 0.230 · d · h			
Ramas Finas		Wb2 = 0.221 · d · h			
(Si d ≤ 12.5 cm, Z = 0; si d > 12.5 cm , Z = 1)					
2	Menéndez-Miguelé	<i>et al.</i>	(2012)	Copa	Wcopa= 0.5408*h^(-1.439)* (d^2)^1.386
Corteza		Wcorteza = 0.004119* h^(1.086)* (d^2)^0.7889			
Madera		Wmadera= 0.01391* (d^2* h)^1.006			
3	Patrício	<i>et al.</i>	(2004)	Biomasa	W=0,1236*D^2,3929
4	Montero	<i>et al.</i>	(2005)	Biomasa	W= e^-1,70831*d^2,2154 4*e^(0,223169^2/2)
5	Leonardi	<i>et al.</i>	(1996)	Biomasa	W=0,066*D^2,628

4. Resultados

Se aprecian notables diferencias entre los dos tipos de gestión y para la mayoría de las ecuaciones utilizadas para el cálculo en la acumulación de C, para ambos años. Con dichas ecuaciones alométricas las cantidades medias de carbono acumulado calculadas para cada tipo de gestión han variado entre las 145 y las 542 t/ha para la gestión Tradicional. En el caso de la gestión Post-industrial, los acúmulos obtenidos han ido desde 82 a 237 t/ha (figura 2).

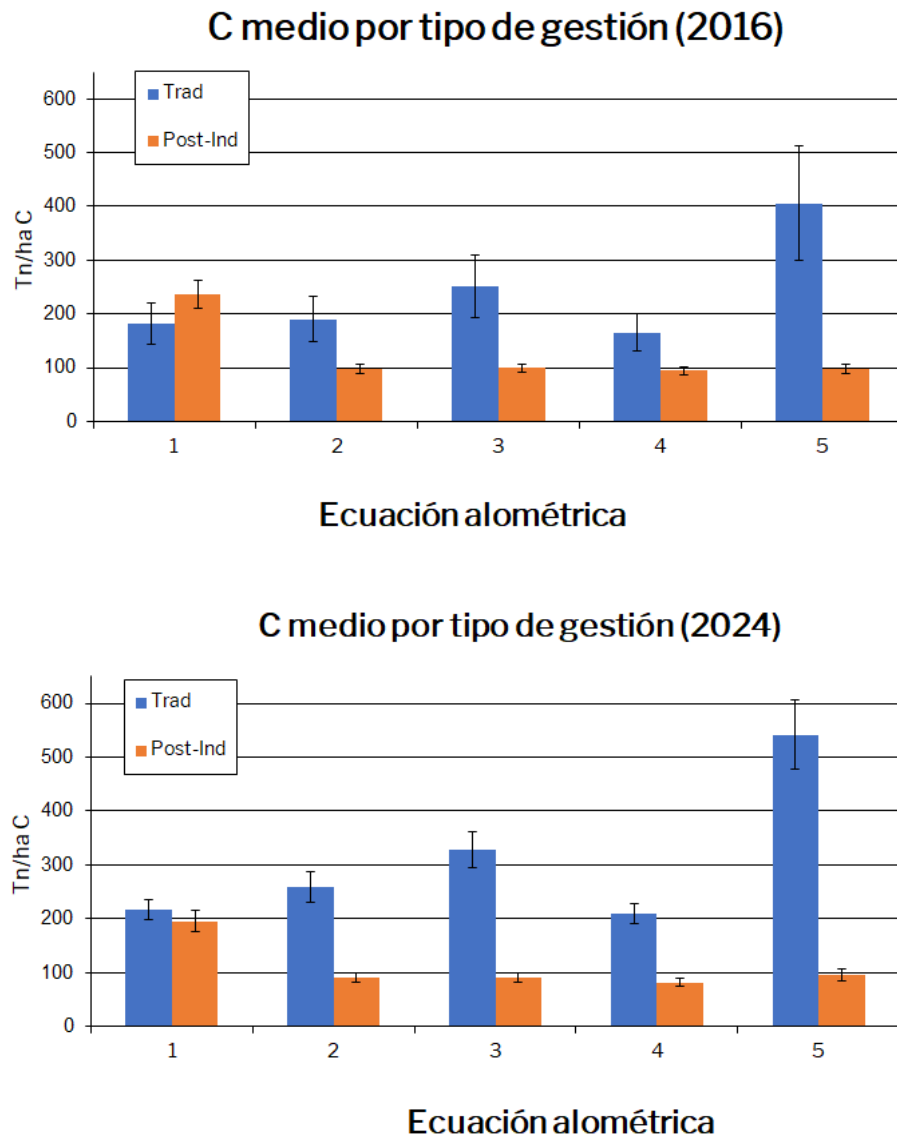


Figura 2. Acumulación de C media para cada tipo de gestión, para los años 2016 (a) y 2024 (b). Las ecuaciones alométricas utilizadas se designan como en el texto.

La densidad media de árboles fue de entre 70 y 84 pies/ha, en las parcelas de gestión tradicional y para ambos años; mientras que las parcelas con gestión post-industrial mostraron una densidad de entre 806 y 4513 pies por hectárea, para el año 2016, y de 1924 a 2603 pies/ha el año 2024 (únicamente pies vivos en ambos casos). El porcentaje de pies vivos para este último año fue de 32 a 46% en las parcelas de gestión tradicional (datos no mostrados).

Para el caso del secuestro de carbono entre los años 2016 y 2024 calculado, las medias fueron de 36 a 136 t/ha, para las parcelas de gestión Tradicional, mientras que las de gestión Post-industrial alcanzaron entre -41 y -3 t/ha de secuestro de C (figura 3).

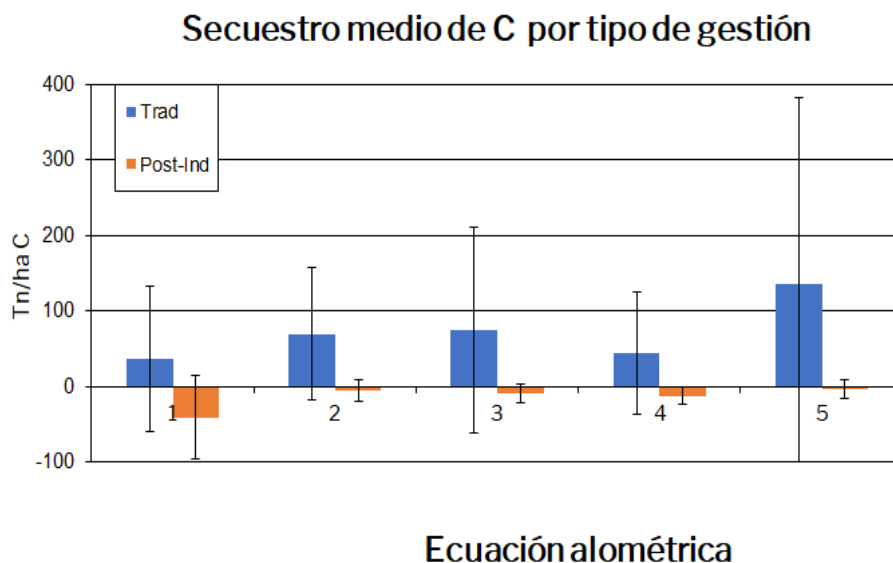


Figura 3. Secuestro de C media para cada tipo de gestión, como diferencia entre los años 2024 y 2016. Las ecuaciones alométricas utilizadas se designan como en el texto.

Si bien las cantidades de C acumulado son mayores en las parcelas bajo gestión Tradicional que en las de manejo Pos-industrial, para el modelo de cálculo propuesto por Ruíz-Peinado *et al.* (2012) la media de acumulación para el año 2016 es menor con la gestión Tradicional. Es notable la similitud entre el acumulado medio de C calculado con todas las ecuaciones –a excepción de la mencionada de Ruíz-Peinado– para las parcelas de gestión tradicional, con poca variación entre los dos años muestreados, así como su homogeneidad entre las distintas parcelas estudiadas.

Con el análisis estadístico aplicado, se tendría que la diferencia en el acúmulo de C resulta significativa entre los dos tipos de manejo para 3 de las cinco ecuaciones, en el año 2016, y para 4 de ellas en el caso del año 2024. Con el nivel de significación empleado, ninguno de los métodos de cálculo de biomasa presenta diferencias significativas entre los dos tipos de gestión para el secuestro de carbono entre los años considerados (Tabla 2).

	1	2	3	4	5	
2016		0.305	0.096	0.060	0.116	0.044
2024		0.450	0.005	0.002	0.003	0.002
Secuestro		0.296	0.218	0.348	0.294	0.384

Tabla 2. Resultados del test ANOVA, valores p. En negrita los significativos a nivel 0,1

5. Discusión

Se puede afirmar que el acumulado de carbono tiende a ser mayor en las masas de castaños sometidas a una gestión “Tradicional”, que aún mantiene una vocación frutícola en esta zona, que en aquellas con estructuras densas y destinadas principalmente a un uso cinegético, que se ha denominado en este trabajo “Post-industrial”.

La gestión Tradicional ha ido viendo reducido su uso no solo en la extensión de las masas sometidas a este manejo, sino también en la extracción y uso de otros productos antiguamente asociados al castaño, como eran la cestería, tonelería, apeas mineras, construcción, etc. (Elorrieta y Artaza, 1949). Por tanto, actualmente se centra fundamentalmente en la producción de fruto. Y esta producción, aún hoy explotada en la mayoría de los castaños de cierto porte en toda la falda Sur del Sistema Central, no se ha tenido en cuenta en el cálculo de biomasa. Sin embargo, para la primera mitad del siglo XX se reportaban cantidades de producción ordinaria de fruto de entre 10 y 80 kg por árbol, con aumentos periódicos notables que podían duplicar, triplicar y hasta quintuplicar la producción de fruto. Para los ejemplares más notables de zonas del N.E. de España se habían registrado producciones frecuentes de entre 100 y 400 kg de fruto por ejemplar, con aumentos hasta los más de 700 kg en los años mejores (Elorrieta y Artaza, 1949).

Desde un punto de vista de gestión forestal encaminada a la mitigación del cambio climático antrópico con estrategias de secuestro de carbono, con los análisis realizados no se tiene evidencia de la mejor gestión entre la consideradas. Por un lado, las masas jóvenes en crecimiento tienen tasas de secuestro habitualmente mayores en sus primeras etapas. Sin embargo, a medio y largo plazo, la estructura de lo que aquí se ha llamado gestión Post-industrial provoca que muchos de los vástagos que estaban vivos en pie el año 2016 estaban muertos o caídos en 7-8 años. De hecho, más de la mitad de los vástagos muestreados estaban muertos en el año 2023-24 (datos no mostrados). En el contexto de todos los bosques templados del planeta, se estimó una acumulación media de aproximadamente 62 t/ha en la parte vegetal (IPCC, 2000), notablemente inferior a las estimaciones de todos los modelos empleados en este estudio. Esto indicaría que la promoción de la forestación, reforestación o recuperación de masas de castaño productivas, especialmente con una configuración como aquellas de gestión tradicional frutícola, es una medida que conlleva ventajas a muy variadas escalas. Es más, teniendo en cuenta la proporción de carbono presente en el suelo de los bosques templados, que aquí no se ha medido, se elevarían estas cifras a casi tres veces más, si se mantienen las proporciones para el conjunto de bosques templados (IPCC, 2000). A modo de comparación, un estudio en castaños búlgaros encontró valores de biomasa aérea de entre 19 y 38 t/ha (Zhiyanski et al. 2013), de los que aproximadamente la mitad de masa sería el acúmulo de carbono



La gestión Pos-industrial se basa en una economía en su conjunto menos dependiente del sector forestal, que queda más relegado a usos terciarios de esparcimiento y disfrute paisajístico o deportivo (Seijo *et al.*, 2024). Por esto, algunas masas de densidades medias o bajas se han llegado a cortar a matarrasa, como en el caso de la finca muestreada. Dada la notable capacidad de rebrote de cepa del castaño, se producen innumerables vástagos a partir de cada pie que dan una estructura sumamente densa y de desarrollo vertical muy rápido. Esto da rápidamente gran cantidad de zonas de cobijo para las especies cinegéticas, a cuya gestión se destinan algunas de las fincas de esta área.

No se ha podido considerar aquí una tercera forma de gestión, que se podría considerar industrial, y que se destinaba fundamentalmente a la producción maderera. Existen numerosos ejemplos de esta estructura, con densidades de árboles intermedias entre las dos consideradas en este estudio. Sin embargo no cumplían los dos criterios que se impusieron para la selección de parcelas, para asegurar la máxima homogeneidad de características independientes del tipo de manejo: similares orientación, pendiente y vertiente. La estructura típica de esta gestión industrial es de árboles de diámetro mediano, pero con fustes muy rectos y alturas de 30 a 40m. En la vertiente Norte de la misma Sierra donde se ha llevado a cabo el estudio se tiene un ejemplo extraordinario en el castañar de El Tiemblo, que ahora tiene protección como espacio natural.

Un reto con múltiples implicaciones es el despoblamiento rural, que interactúa con el creciente riesgo de incendio (Seijo *et al.* 2015) en muchas zonas montañosas peninsulares. En diversos estudios se ha constatado que uno de los factores que permiten fijar población en los territorios es la recuperación de paisajes agroforestales que ofrezcan tanto recursos económicos como bienestar para los habitantes y visitantes mientras se preservan los paisajes culturales (Howkins, 2003).

En la gestión a nivel de paisaje se ha señalado como incentivos concomitantes para los gestores la obtención de beneficios económicos con el cambio de manejo para conseguir paisajes más resilientes frente a riesgos diversos, como los incendios forestales (Wolpert *et al.* 2023), como la producción de frutos, entre ellos la castaña. Uno de los incentivos que se valoraba por los gestores para el cambio era el rendimiento económico añadido, con una revalorización notable de la castaña en los últimos años. Como se ha comentado, las producciones pueden ser notables y hay en marcha diversos planes de fomento de la plantación, recuperación y puesta en producción de castaños, como las ayudas en la comunidad de Galicia (Xunta de Galicia, 2024).

Este tipo de cambios en el manejo de la tierra ha sido la base para una estrategia de paisajes en mosaico que puedan generar mejores respuestas a los grandes incendios (Pulido *et al.*, 2023). Por otra parte, se ha visto que la gestión puede implicar diferencias importantes como protección frente a incendios forestales por parte de los castañares, sea ya como masas forestales o como plantaciones



estrictamente productivas de fruto (Seijo et al., 2017, Pulido et al., 2021). Esta estrategia es particularmente interesante en un contexto de impactos de incendios progresivamente más frecuentes, extensos e intensos en la Península Ibérica (Fernandes et al., 2014). Las plantaciones de castaños con fines frutícolas aseguran una estructura muy apropiada para generar estructuras de defensa a la vez productivas (Pulido et al. 2021), dadas las características de su marco de plantación como árbol frutal (Jara Izquierdo, 1978).

La principal limitación del presente estudio radica en su reducido número de réplicas para cada modo de gestión. Esto se ha debido a dificultades logísticas y debido al criterio estricto de homogeneidad de las parcelas seleccionadas, para reducir al mínimo la confusión con otros factores que podrían afectar el resultado, en particular la orientación o la localización en una u otra vertiente de la Sierra de Gredos. En efecto, en el muestreo de 2016 se consideraron 3 parcelas de la gestión que no se ha considerado aquí, al que denominamos “industrial” ya que se dirigía principalmente a la producción maderera. Sin embargo, se concluyó que su estructura no era suficientemente homogénea entre sí; más aún, en el segundo muestreo fue imposible acceder a dos de ellas, por existir un nuevo vallado. Para un estudio posterior, están localizadas y comenzadas a analizar un número muy superior de parcelas bajo ambos tipos de gestión, así como del tercer modo de manejo. Estas parcelas no cumplen con criterios tan estrictos de orientación e insolación, pero sí muestran claras diferencias en la estructura de la masa, lo que – suponemos – permitirá estudiar las implicaciones a diversos niveles de la variedad en la gestión forestal que se lleva a cabo dentro de un área no muy extensa.

6. Conclusiones

Los resultados parecen indicar claramente que los castañares gestionados de forma tradicional en esta zona del Sistema Central – que tiene el objetivo primordial de la producción de frutos – tienen una mayor acumulación de carbono. Por el contrario, la gestión más orientada a la obtención de estructuras más apropiadas para actividades cinegéticas, combinadas con el aprovechamiento periódico como fuente energética, presenta unas cantidades de carbono acumulado bastante menores.

No es tan claro el efecto diferencial sobre el secuestro de carbono, principalmente debido a las limitaciones del estudio, ya que se necesitarían tamaños muestrales mayores para reducir la enorme dispersión que hace imposible obtener resultados significativos estadísticamente.

Es claro que el desarrollo futuro de esta investigación se centra en la ampliación de los muestreos, aun sacrificando la homogeneidad de orientaciones que es lo que ha limitado más el acceso a más parcelas de estructura forestal similar.



7. Agradecimientos

Este estudio ha sido en parte financiado por el proyecto 2022-GRIN-34430 (plan propio de investigación aplicada de la UCLM y fondos FEDER)

8. Bibliografía

ELORRIETA Y ARTAZA, J. 1949. El castaño en España. Ministerio de Agricultura. Madrid.

EUROCASTANEA (European Chestnut network) 2022 European Chestnut White Paper

FERNANDEZ, P.M.; LOUREIRO, C.; GUIOMAR, N.; PEZZATTI, G.B.; MANSO, F.T.; LOPES, L.; 2014. The dynamics and drivers of fuel and fire in the Portuguese public forest. J. Environ. Manage. 146 373–38

GROVE, A.T., RACKHAM, O., 2000. The Nature of Mediterranean Europe: An Ecological History. Yale University Press, New Haven

HOWKINS C. 2003. Sweet chestnut. History, landscape, people. Addlestone. Inglaterra.

IPCC 2000 - Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo and David J. Dokken (Eds.). Land Use, Land-Use Change and Forestry. Summary for Policy Makers. Cambridge University Press, England.

ITACyL, Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León; 2025. Atlas agroclimático de Castilla y León. <https://atlas.itacyl.es/> (Último acceso: 15/01/2025)

JARA IZQUIERDO, A. 1978. El castaño: Árbol frutal. Ministerio de Agricultura.

KREBS, P., KOUTSIAS, N., CONEDERA, M., 2012. Modelling the ecocultural niche of giant chestnut trees: new insights into land use history in southern Switzerland through distribution analysis of a living heritage. J. Hist. Geogr. 38, 372–386.

LEONARDI, S., SANTA REGINA, I., RAPP, M., GALLEGU, H. A., & RICO, M. 1996. Biomass litterfall and nutrient content in *Castanea sativa* coppice stands of southern Europe. Annals of Forest Science, 53 (6)

LÓPEZ-SÁEZ, J.A., GLAIS, A., ROBLES-LÓPEZ, S., ALBA-SÁNCHEZ, F., PÉREZ-DÍAZ, S., ABEL-SCHAAD, D., LUELMO-LAUTENSCHLAEGE, R., 2017. Unraveling the naturalness of sweet chestnut forests (*Castanea sativa* Mill.) in Central Spain. Veg. Hist. Archaeobotany 26 (2), 167–182.



MAPAMA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. GeoPortal. <https://sig.mapama.gob.es/geoportal/> (Último acceso: 15/01/2025)

MENÉNDEZ-MIGUÉLEZ, M., CANGA, E., BARRIO-ANTA, M., MAJADA, J., & ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P. 2012. A three-level system for estimating the biomass of *Castanea sativa* Mill. coppice stands in north-west Spain. Forest Ecology and Management.

MONTERO, G., RUIZ-PEINADO, R., MUÑOZ, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA: serie forestal, N° 13. Madrid.

PATRÍCIO, M. S., MONTEIRO, M. L., & TOMÉ, M. 2004. Biomass equations for *Castanea sativa* high forest in the northwest of Portugal. Acta Horticulturae, 693, 693-698

PAUSAS, J.G., KEELEY, J.E., 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. Bioscience 59, 593–601.

PRADA, M., BRAVO, F., BERDASCO, L., CANGA, E., & MARTÍNEZ-ALONSO, C. 2016. Carbon sequestration for different management alternatives in sweet chestnut coppice in northern Spain. Journal of Cleaner Production, 135, 1161-1169.

PULIDO, F. 2021. Hacia los territorios inteligentes frente a incendios forestales. Ciudades, n°24, pp. 65-78

RUIZ-PEINADO, R., MONTERO, G., RÍO, M., 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. For. Syst. 21 (1), 42–52.

SAN ROMAN, A., FERNANDEZ, C., MOUILLOT, F., FERRAT, L., ISTRIA, D., PASQUALINI, V., 2013. Long-term forest dynamics and land-use abandonment in the Mediterranean mountains, Corsica, France. Ecol. Soc. 18, 38.

SEIJO, F. *et al.*, 2024. Contrasting state land and fire use policies condition fire regime seasonality and size in two Central Spain forest landscapes. Land Use Policy

SEIJO, F., CESPEDES, B., ZAVALA, G. 2018. Traditional fire use impact in the above ground carbon stock of the chestnut forests of central Spain and its implications for prescribed burning. Science of the Total Environment. 625, 1405–1414.

SEIJO, F., MILLINGTON, JAMES D.A., GRAY, ROBERT, MATEO, LAURA HERNÁNDEZ, SANGÜESA-BARREDA, GABRIEL, JULIO CAMARERO, J., 2017. Divergent fire regimes



in two contrasting Mediterranean chestnut forest landscapes. *Hum. Ecol.* 45 (2), 205–219.

SEIJO, F., MILLINGTON, J., GRAYC, R., SANZA, V., LOZANO, J., GARCÍA-SERRANO, F., SANGÜESA-BARREDA, G., CAMARERO, J. 2015. Forgetting fire: Traditional fire knowledge in two chestnut forestecosystems of the Iberian Peninsula and its implications for Europeanfire management policy. *Land Use Policy* 47:130–144

Xunta de Galicia. 2024.. Ayudas al fomento de plantaciones de castaño para fruto y para la regeneración y/o mejora de sotos tradicionales de castaños. Portal institucional. https://sede.xunta.gal/detalle-procedemento?langId=es_ES&codtram=MR670D (último acceso: 16/01/2025)

ZHIYANSKI, M., & GLUSHKOVA, M. 2013. Carbon storage in selected European chestnut (*Castanea sativa* Mill.) ecosystems in Belasitsa Mountain, SW Bulgaria. *Silva Balcanica*, 14(1)/2013

ZLATANOV, T., SHLEPPI, P., VELICHKOV, I., HINKOV, G., GEORGIEVA, M., EGGERTSON, O., ZLATANOVA, M., VACKI, H., 2013. Structural diversity of abandoned chestnut (*Castanea sativa* Mill.) dominated forests: implications for forest management. *For. Ecol. Manag.* 291, 326–335