



**2025** | **16-20**  
GIJÓN | JUNIO

9º CONGRESO **FORESTAL** ESPAÑOL

**9CFE-1511**

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

Organiza



## ***Quercus ilex* L. bajo distintos escenarios de gestión**

TORRES FERNÁNDEZ DEL CAMPO, J. (1), CAÑELLAS, I. (1), MORENO-FERNÁNDEZ, D. (1), GONZÁLEZ, I. (1), GIMENO, B.S. (2), GÓMEZ-GIMÉNEZ, M. (3), GUENNET, B. (4) y HERNÁNDEZ MATEO, L. (1)

(1) Dinámica y gestión forestal, Instituto de Ciencias Forestales, INIA-CSIC, 28040 Madrid, España.

(2) INIA-CSIC, 28040 Madrid, España.

(3) Remote Sensing & Geospatial Analytics, GMV, Isaac Newton 11, 28760 Tres Cantos, Madrid, España.

(4) Laboratoire de Géologie, École normale supérieure, CNRS, PSL Univ., IPSL, 24 rue Lhomond, 75005 París, Francia.

### **Resumen**

Los suelos agroforestales pueden comportarse como sumideros de carbono dependiendo, entre otros factores, de su gestión. Evaluar carbono en suelo con métodos directos es costoso, por lo que es necesario establecer una metodología de Seguimiento, Notificación y Verificación accesible robusta, transparente y rentable.

En el marco del proyecto europeo MRV4SOC, se propone utilizar modelos de procesos y bases de datos forestales que involucran registros de numerosos años y de acceso abierto para evaluar el impacto de la gestión en el carbono orgánico almacenado en suelos. Para ello, se aplican los modelos RothC y YASSO15 con datos de 491 parcelas de dehesas del Inventario Forestal Nacional en Extremadura empleando la cobertura de matorral como indicador de intensidad del manejo. Se han definido parámetros específicos de descomposición de hojarasca de *Quercus ilex* en la implementación de YASSO15 y validado los resultados de ambos modelos con datos de carbono en suelo de 10 parcelas del ICP-Forests.

### **Palabras clave**

YASSO, RothC, IFN, ICP-Forests, COS

#### **1. Introducción**

Los suelos son la mayor reserva terrestre de carbono orgánico, pero se degradan fácilmente cuando se alteran (FAO & ITPS, 2015; FRIEDLINGSTEIN et al., 2022). La adecuada cuantificación y verificación de los cambios en el carbono orgánico del suelo (COS) bajo distintos escenarios de gestión es clave para facilitar la identificación de prácticas que contribuyan a mitigar el cambio climático y cumplir con los objetivos

nacionales e internacionales de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Esta cuantificación y verificación debe realizarse con un enfoque integrador a través de una metodología fiable.

Un sistema de medición, notificación y verificación (MRV, por sus siglas en inglés) se define como un marco destinado a recopilar, analizar y reportar información en este caso relacionada con las emisiones de GEI, las acciones de mitigación y sus impactos. Según el manual de la Secretaría de Cambio Climático de las Naciones Unidas, los sistemas MRV son esenciales para garantizar la transparencia, precisión y coherencia en los informes sobre acciones climáticas, permitiendo a las partes interesadas monitorear los avances hacia los objetivos establecidos en el contexto del cambio climático (UNFCCS, 2014). El enfoque MRV se basa en un protocolo que sigue actividades independientes que pueden combinarse de manera flexible para adaptarse a diferentes contextos y objetivos (BATJES et al., 2024). Los componentes principales de este marco son: (1) medición (M), que incluye mediciones directas (como muestreos de suelo), datos de actividad y capas espaciales y se utilizan para desarrollar y aplicar modelos, incluyendo aquellos basados en procesos que simulan el flujo de carbono en el suelo; (2) notificación (R), que comprende reglas y procedimientos para la presentación de informes, asegurando la transparencia y reproducibilidad de los resultados; (3) verificación (V), que incluye la validación de los resultados mediante datos empíricos (como mediciones de campo) y técnicas de verificación para asegurar la precisión y credibilidad de las estimaciones.

Los datos que alimentan el sistema MRV pueden provenir de redes de monitoreo de largo plazo, como los inventarios nacionales. El Inventario Forestal Nacional de España (IFN) ofrece una amplia cobertura geográfica y temporal, lo que permite evaluar la evolución de las masas forestales a lo largo de los años (ADAME et al., 2020; ALBERDI et al., 2017; MORENO-FERNÁNDEZ et al., 2019). También hay otras redes internacionales de información cuya principal ventaja es la armonización de sus datos. Una de ellas es el Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y el Seguimiento de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques (ICP-Forests) que está organizado en dos niveles de monitoreo y configura una red de seguimiento sistemático a gran escala en Europa.

El desarrollo de un sistema MRV adecuado puede tener un impacto significativo en la evaluación de las prácticas de gestión en agroecosistemas relevantes, como las dehesas. Las dehesas son ecosistemas agroforestales únicos del suroeste de la Península Ibérica que cubren alrededor de 3,5 millones ha y representan un ejemplo de sistemas multifuncionales de alto valor ecológico, económico y social (OPPERMANN et al., 2012; PLIENINGER et al., 2021). Están caracterizadas por la presencia de arbolado disperso, principalmente de *Quercus ilex* L. (encina) y *Quercus suber* L. (alcornoque), combinado con pastizales y/o cultivos. Estos agroecosistemas han sido modelados por siglos de gestión humana, dando lugar a paisajes singulares que albergan una elevada biodiversidad proporcionando múltiples servicios ecosistémicos (MORENO et al., 2018) y desempeñando un papel destacado en la economía de las zonas rurales del suroeste de España, ya que ocupan alrededor del 50% de las tierras de pastoreo (CAMPOS, 2004; MORENO & CÁCERES, 2016). La gestión tradicional de las dehesas, basada en el pastoreo extensivo de ganado y el aprovechamiento de los recursos forestales, ha

demostrado ser crucial para el mantenimiento de su estructura y funcionalidad, así como para la conservación del COS (PLIENINGER et al., 2006). Sin embargo, las dinámicas de cambio global, incluyendo el cambio climático, los cambios en los usos del suelo y la intensificación agrícola, ejercen una creciente presión sobre estos ecosistemas, pudiendo afectar a su capacidad de secuestro y almacenamiento de carbono (PEÑUELAS et al., 2017). Por lo tanto, la evaluación de las dinámicas del COS bajo diferentes escenarios de gestión en dehesas es fundamental para comprender su papel en el ciclo del carbono y para desarrollar estrategias de gestión adaptativa que permitan mantener y potenciar sus servicios ecosistémicos, incluyendo la mitigación del cambio climático.

## 2. Objetivos

Este trabajo tiene como objetivos principales: (1) desarrollar una metodología de Seguimiento, Notificación y Verificación (MRV) robusta, transparente y rentable utilizando fuentes de datos y modelos de procesos de acceso abierto como son el Inventario Forestal Nacional (IFN), la Red ICP-Forests, series climáticas de CHELSA y los modelos YASSO15 y RothC para (2) evaluar la dinámica del COS asociada a diferentes escenarios de gestión en dehesas de *Q. ilex* en Extremadura; y (3) analizar las oportunidades y limitaciones de la metodología propuesta.

## 3. Metodología

### Área de estudio

Este estudio se centra en las dehesas de Extremadura, suroeste de España, dominadas por *Q. ilex*. Extremadura alberga una de las mayores extensiones de este agroecosistema a nivel europeo, con aprox. 1.150.000 ha (MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO, 2020). Se encuentran localizadas de forma uniforme por toda la comunidad a una altitud comprendida entre los 200 y los 1.000 msnm principalmente. La mayoría de las zonas de dehesa tienen suelos ácidos y clima mediterráneo continental. Las temperaturas medias anuales oscilan entre 16 °C y 17 °C, con veranos largos, calurosos y secos. La temperatura media en julio suele superar los 26 °C, y la temperatura máxima supera con frecuencia los 40 °C. Los inviernos suelen ser suaves, con una temperatura media de 7,5 °C. Las precipitaciones son irregulares y oscilan entre 300 y 800 mm anuales, con fuertes variaciones de un año a otro (ESCRIBANO et al., 2022).

### Metodología MRV

El sistema MRV diseñado en este estudio sigue un enfoque modular basado en los principios descritos por Batjes et al. (2024), que permite integrar y adaptar bloques de actividades específicas para la evaluación del COS. Estos bloques comprenden capas espaciales de datos (mapas de propiedades del suelo, uso del suelo y gestión), enfoques de modelado basados en procesos y datos climáticos de alta resolución.

### Modelos de procesos

Debido a la escasez de series largas de datos de suelo en este sistema agroforestal, este trabajo propone usar para la estimación de COS modelos de procesos como YASSO15 (JÄRVENPÄÄ et al., 2015) y RothC (COLEMAN et al., 2024). Estos modelos representan matemáticamente los procesos de descomposición de la materia orgánica, la formación de humus y la mineralización del carbono en el suelo, considerando factores como el clima, el tipo de suelo y la vegetación. Los modelos de procesos permiten simular la respuesta del sistema suelo-planta a diferentes perturbaciones, como el cambio climático o los cambios en el uso del suelo. Los modelos YASSO15 y RothC calculan el COS y su dinámica temporal a partir de información sobre los aportes de carbono, que en este estudio proceden de la biomasa forestal proveniente de las parcelas de los diferentes ciclos del IFN en Extremadura, información de variables climáticas y de datos del suelo (Tabla 1).

Parámetro	Unidades	Fuente	RothC	YASSO15
Datos climáticos	°C	CHELSA	Promedio mensual de la temperatura	Promedio anual de la temperatura
Datos climáticos	°C	CHELSA	-	Amplitud térmica
Datos climáticos	mm	CHELSA	Precipitación mensual	Promedio anual de la precipitación mensual
Datos climáticos	mm	CHELSA	Evaporación mensual	-
Datos de suelo	cm	-	Profundidad de la capa de suelo	100 cm de profundidad
Datos de suelo	Mg ha <sup>-1</sup>	ICP-Forests	COS inicial	-
Datos de suelo	%	ICP-Forests	Arcilla	-
Entrada de C	Mg ha año <sup>-1</sup>	IFN	Flujo de C de la biomasa	Flujo de C de la biomasa en parámetros AWEN
Tipo de gestión	%	IFN	Fracción de cabida cubierta de matorral	Fracción de cabida cubierta de matorral

El modelo RothC fue desarrollado por el Rothamsted Research Centre y simula la descomposición de la materia orgánica del suelo en distintas fracciones de carbono, considerando la influencia de factores climáticos y edáficos. Este modelo considera que el COS se divide en cuatro compartimentos activos (el material vegetal descomponible, el material vegetal resistente, la biomasa microbiana y la materia orgánica humificada o humus) y una pequeña cantidad de materia orgánica inerte. Cada compartimento se descompone a su propio ritmo mediante un proceso de primer orden menos la materia orgánica inerte que es resistente a la descomposición (COLEMAN et al., 2024). RothC ha sido ampliamente utilizado para evaluar el impacto de diferentes prácticas de gestión en el secuestro de carbono en suelos agrícolas y forestales.

YASSO15, desarrollado por el Instituto Meteorológico Finandés, es un modelo de ecosistema forestal que simula la dinámica del carbono en el suelo, la vegetación y la atmósfera. Este modelo incorpora procesos como la fotosíntesis, la respiración, la descomposición de la hojarasca y la mineralización del carbono (REPO et al., 2017). Considera la entrada de carbono al sistema clasificando en cuatro grupos de compuestos (AWEN) y el humus (H) según sean solubles en ácido (A), en agua (W), en etanol (E) o insolubles (N), con tasas específicas de pérdida de masa afectadas por la temperatura y la precipitación (Repo et al. 2017). La descomposición de las fracciones da lugar a flujos de carbono entre los compartimentos y hacia el exterior. Para este estudio, se parametrizó específicamente el modelo YASSO15 analizando en el laboratorio muestras de desfronde de *Q. ilex* de 22 parcelas de dehesas de nivel 1 del ICP-Forests en Extremadura para obtener los valores de los parámetros de descomposición para el compartimento de la hojarasca no leñosa. Se utilizaron los parámetros definidos por Liski y colaboradores (2005) para el resto de compartimentos (Tabla 2).

(LISKI et al., 2005, 2009).

Compartimento	Soluble en ácido (A)	Soluble en agua (W)	Soluble en etanol (E)	Insoluble (N)
Hojas y ramillas (<2cm)	0.397*	0.172*	0.034*	0.261*
Ramas (2-7cm)	0.475	0.019	0.078	0.430
Raíces	0.515	0.150	0.077	0.254

\*Valores definidos para *Q. ilex*

### Inventario Forestal Nacional y la red de daños (ICP-forests)

La información de biomasa vegetal utilizada en los modelos de procesos proviene de 491 parcelas de tres ciclos del IFN (IFN 2 en 1991; IFN 3 en 2001; IFN 4 en 2017) en Extremadura. Las parcelas del IFN se distribuyen de forma permanente desde el IFN2 en una malla de 1x1 km en la superficie forestal española (ALBERDI et al., 2017). En cada punto de la cuadrícula, los árboles se miden en parcelas circulares concéntricas con radios crecientes de 5 a 25 m dependiendo del tamaño del diámetro de los árboles. En las parcelas de 5 y 10 m de radio se miden, también, el regenerado y el matorral respectivamente (Alberdi et al. 2017).

Los resultados de los modelos RothC y YASSO15, es decir, los valores predichos, se validaron utilizando los datos de COS de 10 parcelas de nivel I del Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y el Seguimiento de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques (ICP-Forests). Estas 10 parcelas corresponden a dehesas dominadas por *Q. ilex* en Extremadura y fueron medidas en dos

periodos, 1995 y 2008. Para cuantificar la incertidumbre asociada a la media de los datos observados, se calculó el intervalo de confianza al 95% utilizando una distribución t de Student. Se realizó un análisis comparativo entre los datos predichos y los observados para evaluar si las simulaciones de los modelos se encontraban dentro del rango de variabilidad de los datos observados.

### Datos climáticos

Los datos climáticos utilizados en este estudio fueron obtenidos de la base de datos CHELSA v2.1 (Climate Change Knowledge and Assessment) (KARGER et al., 2017). CHELSA proporciona series climáticas de alta resolución espacial y temporal a nivel global, basadas en modelos climáticos regionales y observaciones in situ. Para la parametrización del modelo YASSO15, se calcularon los siguientes valores anuales: precipitación total anual, temperatura media anual y amplitud térmica (diferencia entre la temperatura máxima y mínima). Por otro lado, para el modelo RothC, se utilizaron datos climáticos mensuales de precipitación, temperatura media y evapotranspiración potencial mensual calculada con la ecuación Penman-Monteith (MONTEITH, 1981).

### Escenarios de gestión

Se empleó la cobertura de matorral como indicador de la intensidad de gestión en la dehesa, entendida como el pastoreo extensivo con la consecuente eliminación controlada del matorral (LISTOPAD et al., 2018; ROLO et al., 2016; ROLO & MORENO, 2019). Esta variable se obtuvo a partir de los datos del IFN y se utilizó para clasificar las parcelas en cuatro escenarios de gestión: abandono (AB), donde se produce un aumento de la cobertura de matorral, indicando un abandono de la gestión tradicional; recuperación (RE), donde disminuye la cobertura de matorral a lo largo de los IFN sugiriendo una recuperación de la gestión tradicional; gestión tradicional (MT), donde el matorral permanece estable y tiene una cobertura baja, asociado a una gestión tradicional continua; sin patrón (SP), donde la cobertura de matorral es variable a lo largo del tiempo y no presenta un tipo definido de gestión.

### Análisis de datos

El análisis de datos se llevó a cabo utilizando el software R. Inicialmente, se procesaron los datos de COS para calcular el balance de carbono, que equivale al carbono absorbido o emitido por cada parcela durante el periodo de tiempo comprendido entre el IFN 2 y el IFN 4 (26 años).

$$CB_{jfi} = (COS - COS_{ji}) / 26 \quad (1)$$

donde  $CB_j$  es el balance de COS de la parcela ( $Mg \text{ ha año}^{-1}$ ),  $COS_{jf}$  es el carbono orgánico de suelo en la parcela  $j$  en el año final ( $f$ ) ( $Mg \text{ ha}^{-1}$ ) y  $COS_{ji}$  es el carbono orgánico de suelo en la parcela en el año inicial ( $i$ ) ( $Mg \text{ ha}^{-1}$ ).

Se incorporaron los escenarios de gestión y se evaluó la influencia de la gestión y el tiempo sobre el balance de C. Se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMMs) para controlar la dependencia espacial entre las parcelas, considerando la

siguiente hipótesis:

$$CB_{jk} = sc_{jk} + f(y)_k + u_j + \epsilon_{jk} \quad (2)$$

siendo  $CB_{jk}$  el COS absorbido o emitido en cada parcela a lo largo del tiempo  $k$ ,  $sc_{jk}$  el escenario de gestión,  $f(y)_k$  el efecto temporal anual definido mediante un spline natural con 4 grados de libertad,  $u_j$  el efecto aleatorio de las parcelas y  $\epsilon_{jk}$  el error residual.

Los GLMMs se ajustaron utilizando la librería (BROOKS et al., 2024). La adecuación de los modelos se evaluó mediante análisis de residuos utilizando QQ-plots y gráficos de residuos con la librería *DHARMA* (HARTIG et al., 2024). Adicionalmente, se exploró la colinealidad entre variables predictoras empleando el Factor de Inflación de Varianza (VIF). La selección del modelo final se realizó mediante el criterio de información de Akaike corregido (AICc) y pruebas de razón de verosimilitudes (*lrttest*). Los resultados del modelo se interpretaron con base en la significancia estadística. Se visualizó la magnitud y dirección de los efectos principales y de interacción utilizando el paquete *effects* (FOX et al., 2022). Para comparaciones múltiples, se realizaron pruebas *post-hoc* con el paquete *emmeans* (LENTH et al., 2024), con el fin de calcular las medias ajustadas para cada nivel de los factores estudiados, ajustando los valores  $p$  para evitar errores tipo I mediante corrección de Tukey.

## 4. Resultados

### Estructura de las dehesas

La distribución de las clases diamétricas revela diferencias claras en la estructura de dehesa entre escenarios de gestión (Figura 1). En las dehesas con gestión tradicional (MT), se observa una reducida densidad de pies mayores en las primeras clases diamétricas, con excepción de la clase 10, y un incremento notable en las clases intermedias. Este tipo de manejo destaca también por presentar mayores densidades de árboles en las clases diamétricas superiores. En contraste, el escenario de gestión en el que hay una recuperación de las prácticas de gestión tradicional (RE) muestra una distribución donde la densidad de pies mayores es alta en las primeras clases y disminuye progresivamente a medida que aumenta el diámetro de los árboles. Por su parte, el escenario de abandono de prácticas tradicionales (AB) presenta un patrón intermedio entre los dos anteriores. Finalmente, en las dehesas sin un patrón definido de gestión (SP), la densidad de pies en la clase diamétrica 10 es muy alta, seguida de una disminución progresiva en las clases superiores, similar a la tendencia observada en el escenario RE.

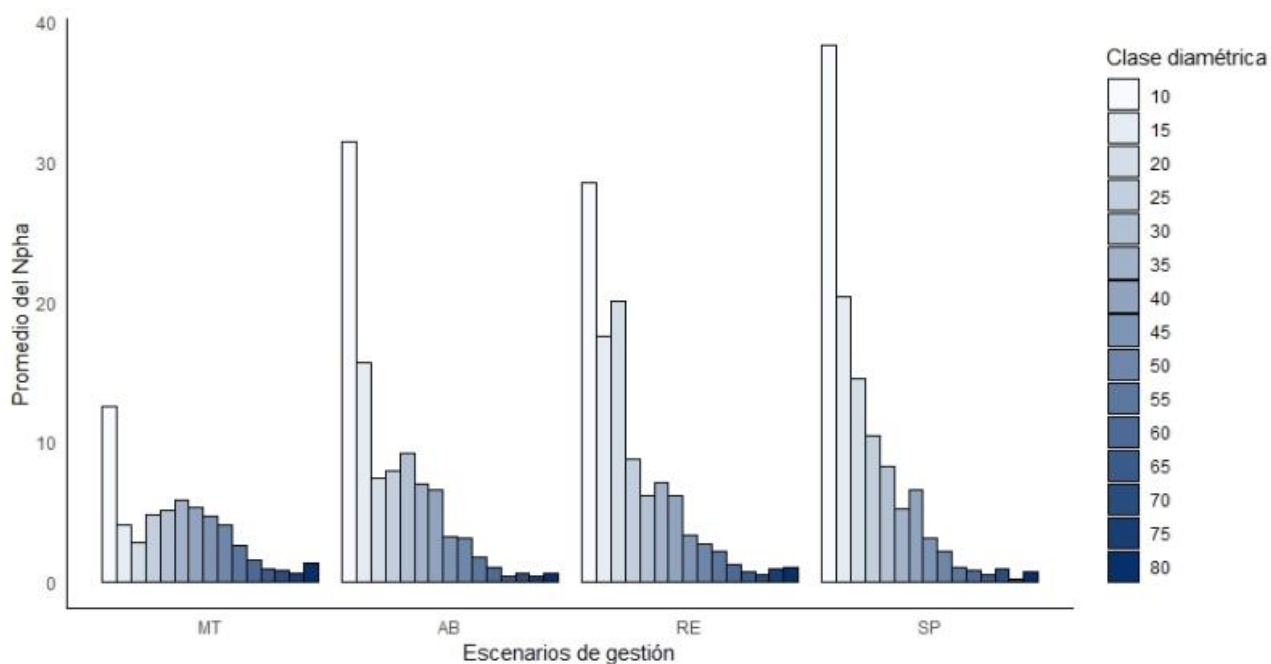


Figura 1. Promedio del número de pies mayores por ha en cada clase diamétrica en las dehesas con diferente escenario de gestión en Extremadura. MT: gestión tradicional; AB: abandono; RE: recuperación; SP: sin patrón. Fuente: IFN4.

## Resultados y validación de los modelos de procesos

Los resultados de los dos modelos utilizados mantuvieron un patrón similar. En particular, el modelo RothC presenta valores promedio más bajos y estables a lo largo del período estudiado, con un promedio interanual de COS de 38.08 Mg/ha y una desviación estándar (sd) de 19.48 Mg/ha. Por otro lado, el modelo YASSO15 estima valores superiores, con un promedio de 53.43 Mg/ha, y una sd más alta (30.51 Mg/ha) (Tabla 3). Los valores observados muestran una tendencia ligeramente creciente a lo largo del tiempo, situándose entre los estimados por ambos modelos (Figura 2), mientras que los valores de YASSO15 muestran una tendencia ligeramente decreciente al inicio de la simulación y permanecen prácticamente invariables posteriormente. Los valores de RothC permanecen prácticamente invariables durante el periodo considerado. Los valores elevados de sd observados tanto en los datos reales como en las predicciones de los modelos indican una alta variabilidad espacial y temporal en el COS en las dehesas de *Q. ilex* en Extremadura.

*Q. ilex* *Q. ilex* del IFN en Extremadura.

Método	Promedio COS (Mg/ha)	Sd COS (Mg/ha)	Promedio balance COS (Mg/ha año)	Sd balance COS (Mg/ha año)
Valores observados	42.887	16.324	0.087	1.209
Valores predichos por YASSO15	53.429	30.514	-0.075	0.581
Valores predichos por RothC	38.077	19.484	-0.010	0.387

Ambos modelos, RothC y YASSO15, muestran valores promedio que se encuentran dentro del intervalo de confianza al 95% de los valores observados (Figura 2), lo cual sugiere una adecuada capacidad predictiva en la simulación del contenido de COS en dehesas en Extremadura. Sin embargo, en este caso RothC presenta un mejor ajuste debido a que sus valores promedio son más cercanos a los valores observados y su desviación estándar es menor que la de YASSO15. En lo que respecta al promedio del balance de COS, los valores observados indican un balance positivo, mientras que ambos modelos predicen un balance negativo, sin embargo, la sd del balance de COS es muy grande, en particular para los valores observados. El modelo RothC también se ajusta mejor que el promedio del balance de COS estimado por YASSO15 a los valores observados, manteniendo una sd más baja (Tabla 3).

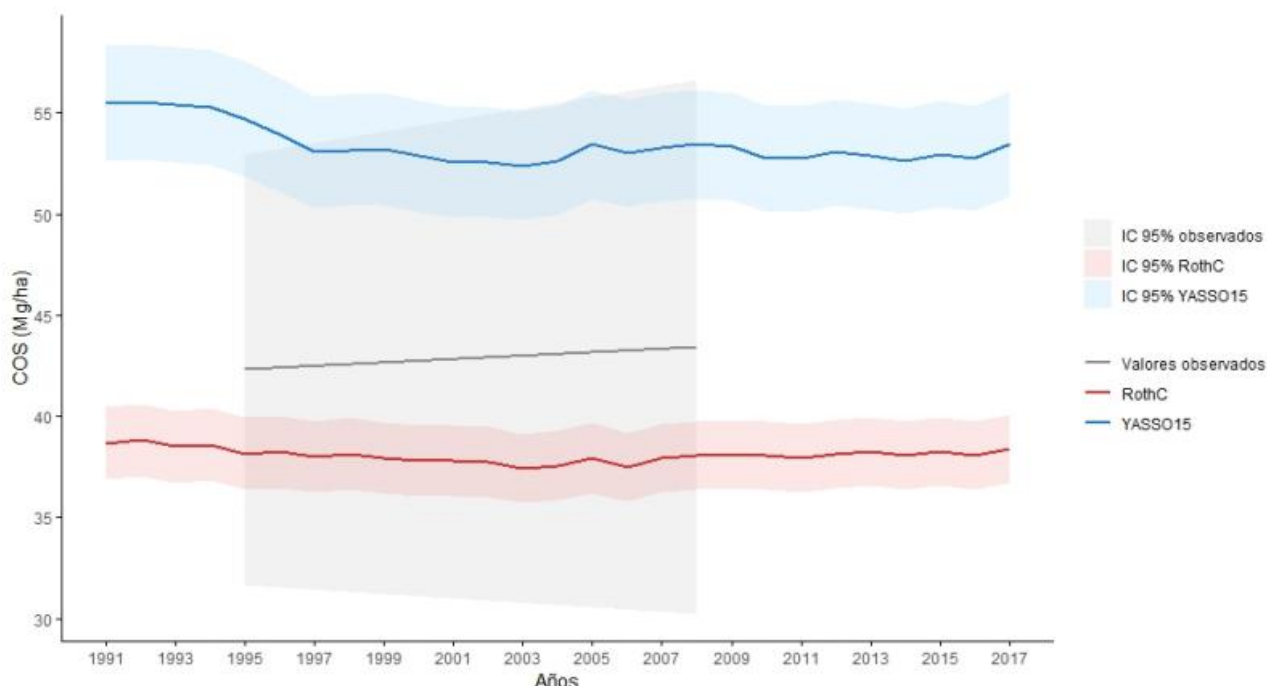
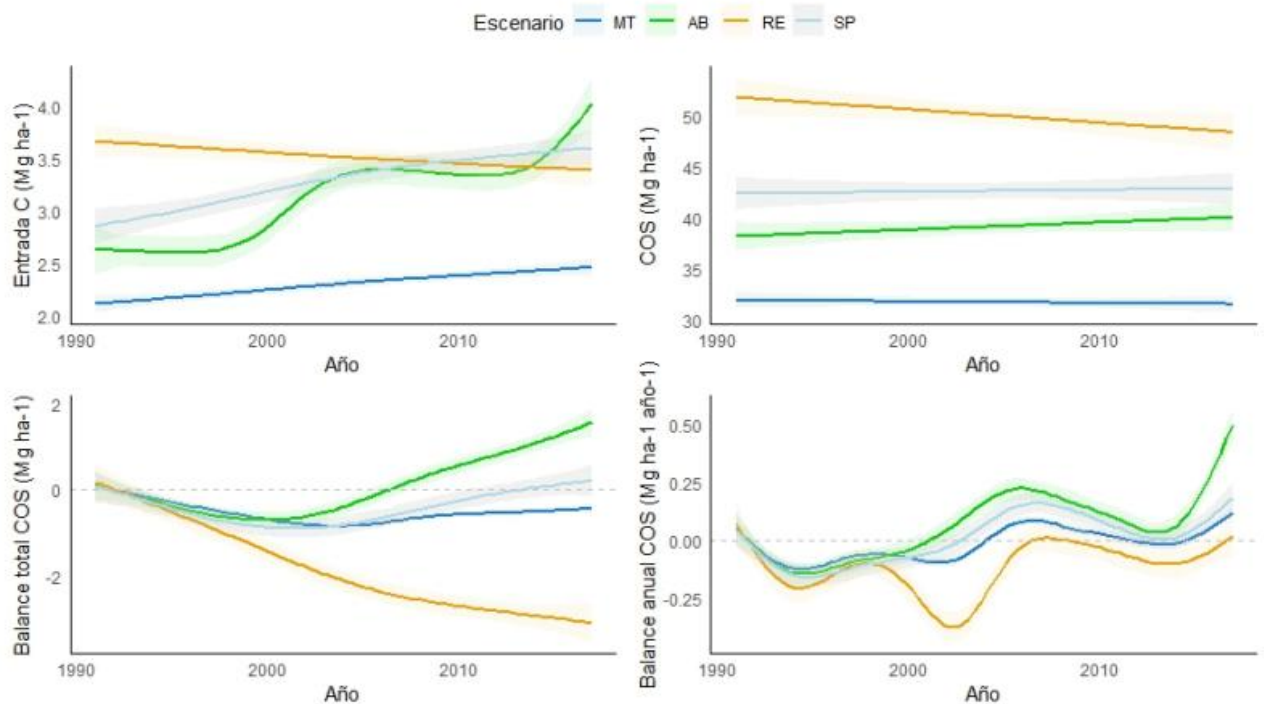


Figura 2. Comparación de los valores promedio del COS entre los valores observados en parcelas de nivel 1 del ICP-Forests (línea gris) y los valores predichos por los modelos RothC (línea roja) y YASSO15 (línea azul) en dehesas dominadas por *Q. ilex* en

*Extremadura. La sombra gris representa el intervalo de confianza (IC) al 95% de los valores observados.*

### Tendencia del COS en función de la gestión de la dehesa

El análisis de las tendencias del COS y los balances de carbono estimados al aplicar el modelo RothC mostró resultados diferentes bajo los cuatro escenarios de gestión definidos, especialmente a largo plazo (>26 años). La entrada potencial de carbono en el sistema, es decir, el flujo de carbono proveniente de la biomasa de árboles y arbustos, muestra variaciones a lo largo del tiempo para todos los escenarios y en particular para AB y RE, llegando a invertirse los valores en estos dos casos (Figura 3a). Sin embargo, se observa que el stock total de carbono en cada uno de los escenarios mantiene fluctuaciones mucho más estables (Figura 3b) que aquellas observadas en la adición de biomasa al sistema (Figura 3a). La absorción de carbono en el suelo, tanto el balance neto (Figura 3c) como el balance anual de C (Figura 3d), también es variable y difiere significativamente en cada uno de los escenarios, observándose un incremento significativo en el escenario AB, mientras que en RE el COS incorporado al suelo tiene un balance total negativo.



### Q. ilex

El modelo seleccionado para describir el balance de COS presenta una interacción entre el factor que define el escenario y el año, considerando este último como una variable no lineal mediante un spline natural con 4 grados de libertad. Este modelo incluyó un término de intercepto aleatorio para las parcelas y asumió una distribución normal. Los análisis de

residuos confirmaron la adecuación del ajuste.

*Tabla 4. Coeficientes estimados, error estándar, z-valor y p-valor del modelo ajustado para estimar el balance de COS (Ec. (2)). El escenario MT (gestión tradicional) es considerado de referencia (intercepto); AB = abandono; RE = recuperación; SP = sin patrón; ns(año, df=4) es el efecto de los diferentes componentes del spline sobre el tiempo. Se incluyen únicamente las interacciones del primer componente del spline.*

Variable	Coef. estimado	Error est.	z-valor	p-valor
MT (Intercepto)		0.004	1.126	0.260
AB	-0.001	0.005	-0.201	0.841
RE	0.003	0.007	0.417	0.677
SP	-0.003	0.007	-0.485	0.628
ns (año, df=4)1	-0.058	0.003	-20.286	<0.001
ns (año, df=4)2	-0.016	0.003	-5.960	<0.001
ns (año, df=4)3	-0.049	0.005	-9.336	<0.001
ns (año, df=4)4	-0.007	0.002	-2.702	0.007
AB : ns (año, df=4)1	0.014	0.004	3.697	<0.001
RE : ns (año, df=4)1	0.028	0.005	5.155	<0.001
SP : ns (año, df=4)1	-0.048	0.005	-8.907	<0.001

Los escenarios AB, RE y SP no presentaron diferencias significativas en el balance de carbono en comparación con el escenario de referencia (MT) (Tabla 4). Esto indica que, al considerar únicamente las diferencias entre escenarios, ninguno se asocia de manera directa con un aumento o disminución significativo del balance de COS. Respecto al tiempo, esta variable tiene un efecto significativo sobre el balance de carbono, modelado mediante splines cúbicos con cuatro grados de libertad. Los coeficientes asociados indican que el impacto del tiempo no es lineal, mostrando tanto aumentos como disminuciones significativas en diferentes periodos (Tabla 4). Además, la interacción entre los escenarios y los componentes de tiempo indica que esas variaciones no lineales del balance de C también afectan de forma diferente a cada escenario.

### Efectos principales e interacción

Aplicando el test de Tukey en los contrastes pareados entre escenarios, los resultados revelaron diferencias significativas en varios casos (Tabla 5). Comparando la gestión tradicional con el abandono, se observó una diferencia estimada negativa (-0.024,  $p=0.007$ ), indicando un descenso del balance del COS en el primer escenario. Por otro lado, la gestión tradicional mostró un aumento significativo respecto al escenario de

recuperación (0.050,  $p < 0.001$ ), mientras que no se encontraron diferencias significativas entre la gestión tradicional y el escenario sin patrón ( $p = 0.540$ ).

*Tabla 5. Resultados de los contrastes pareados entre escenarios de gestión derivados del modelo. Se presentan las diferencias estimadas (Estimate), los errores estándar (sd) y los valores de significancia ajustados (p). Los valores p con asterisco representan las comparaciones estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ).*

Escenarios de contraste	Estimate	sd	valor p
Gestión tradicional - Abandono	-0.024	0.009	0.007*
Gestión tradicional - Recuperación	0.050	0.008	<.001 *
Gestión Tradicional - Sin Patrón	-0.004	0.008	0.540
Abandono - Recuperación	0.074	0.011	<.001 *
Abandono - Sin Patrón	0.019	0.010	0.057
Recuperación - Sin Patrón	-0.055	0.010	<.001 *

## 5. Discusión

### Metodología MRV

El presente estudio propone un sistema MRV para la evaluación de la dinámica del balance del carbono en el suelo en dehesas dominadas por *Q. ilex*. Este sistema cumple con los principios de transparencia, coherencia, comparabilidad y precisión definidos por la Secretaría de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (UNFCCC, 2014) para el desarrollo de un protocolo MRV. Al combinar datos de acceso abierto de redes de largo plazo, como el IFN o el programa IPC-Forests, con modelos de procesos validados, este enfoque optimiza la relación costo-beneficio y asegura su aplicabilidad en diversos contextos.

El sistema MRV propuesto se basa en un enfoque modular en el que bloques de actividades y etapas diferentes se combinan de manera flexible y determinan las tres partes del sistema: medición, notificación y verificación (BATJES et al., 2024; SMITH et al., 2020). Estos bloques combinan capas espaciales y temporales de datos (mapas de propiedades del suelo, datos climáticos), modelos basados en procesos, y datos de biomasa obtenidos de tres ciclos del IFN, y se integran en una cadena operativa que permite evaluar el impacto de distintas prácticas de gestión en las reservas de carbono del suelo de dehesas de *Q. ilex*.

La validación de los modelos de procesos con series temporales de mediciones de campo refuerza la fiabilidad y capacidad predictiva a largo plazo de los modelos, añadiendo un nivel fundamental de verificación (BATJES et al., 2024; LE NOË et al., 2023). Así, la aplicación de los modelos de procesos RothC y YASSO15 para simular los flujos y reservas de carbono orgánico en el suelo, apoyados por datos de biomasa aérea y subterránea derivados del IFN, permite modelar cambios a largo plazo y asegura una validación al comparar las predicciones con datos empíricos de COS obtenidos de parcelas del ICP-Forests en la misma región. Sin embargo, a pesar de haber utilizado datos empíricos de dehesas dominadas por *Q. ilex* de Extremadura para la validación, los datos utilizados no corresponden a las mismas ubicaciones que las parcelas del IFN y su tamaño de muestra es pequeño. Los elevados valores de desviación estándar observados en los datos empíricos generan incertidumbre en la tendencia reportada del balance de COS, por lo que la validación de los resultados debe realizarse utilizando el IC como criterio principal. La falta de correspondencia geográfica y la cantidad reducida de datos de validación representan una limitación a considerar, ya que afectan la capacidad de evaluar con mayor robustez la precisión de las estimaciones y de reducir la desviación estándar asociada.

La metodología MRV propuesta permite una aproximación de nivel Tier 3, considerada la más precisa según las directrices del IPCC, al incorporar parámetros específicos para ecosistemas de dehesas y para la especie *Q. ilex*

### **El COS de dehesas en función de su gestión**

La distribución por clases diamétricas de los árboles permite evaluar el estado y la estructura de las dehesas de Extremadura. La falta de regeneración natural en las clases diamétricas inferiores en el escenario de gestión tradicional (MT) señala una tendencia hacia el envejecimiento de las dehesas y la senescencia de los árboles, lo que compromete su estabilidad estructural y funcional a largo plazo. Este fenómeno es consistente con lo observado por otros autores, que documentan un declive generalizado en la salud de las dehesas mediterráneas debido a sinergias negativas entre las huellas del manejo histórico intensivo y el cambio climático (MORENO-FERNÁNDEZ et al., 2019; ROLO & MORENO, 2019). En contraste, el escenario de recuperación de prácticas tradicionales (RE) presenta una distribución más equilibrada, con mayores densidades en clases diamétricas inferiores, lo que sugiere una regeneración más activa.

Desde el punto de vista del balance de carbono, los resultados del modelo mixto muestran que los diferentes escenarios de gestión por sí solos no presentan diferencias estadísticamente significativas en el balance de carbono si no se consideran las variaciones temporales. Este hallazgo resalta la alta heterogeneidad del COS en las dehesas y sugiere que los efectos promedio de los escenarios no son lo suficientemente consistentes como para que sean diferentes entre sí. Sin embargo, la interacción significativa entre los escenarios y el tiempo evidencia que las prácticas de gestión influyen de manera dinámica en el balance de carbono. Es decir, las dehesas con gestión tradicional, las dehesas que se abandonan y aquellas en las que se recupera una gestión tradicional presentan diferencias significativas en el balance de COS solo si se evalúan a lo largo del tiempo. Esto subraya la necesidad de integrar análisis temporales en la evaluación de estos agroecosistemas.

Aunque los suelos son sumideros de carbono prometedores, se requieren escalas de tiempo largas para almacenar cantidades de C relevantes para mitigar el cambio climático (SIERRA & CROW, 2022). Además, en el caso de las dehesas, las encinas son árboles longevos y la dinámica agroforestal es lenta. La estabilidad relativa del COS en estos ecosistemas, señalada tanto en este estudio como en la literatura (BATJES et al., 2024; SIERRA & CROW, 2022), sugiere que los cambios en las reservas de carbono requieren periodos prolongados para ser detectados. Sin embargo, la dinámica del COS, es decir, la variación anual o el balance neto del COS en un periodo de tiempo, responde más rápidamente que el stock de carbono a modificaciones en la gestión del territorio, como indica el balance de carbono en escenarios donde se abandona la práctica tradicional (AB) y en escenarios donde se recupera (RE). En el escenario AB, el aumento del COS puede estar vinculado al incremento de biomasa relacionado con la incorporación de nuevos pies de pequeño diámetro detectados. Una mayor cobertura arbustiva facilita la regeneración y la sucesión del sistema (ROLO & MORENO, 2019).

A pesar de que el escenario AB muestra una mayor capacidad para acumular COS y por lo tanto es el escenario de gestión más efectivo en términos de sumidero de carbono, la toma de decisiones respecto a las prácticas de gestión también debe considerar otros factores tanto ecológicos como socioeconómicos. Algunos autores señalan que las intervenciones centradas en el secuestro de COS pueden no ser tan efectivas para mitigar el cambio climático como se esperaba, debido a interacciones con otros elementos como el nitrógeno (BATJES et al., 2024; LUGATO et al., 2018). En otros casos puede ocurrir que las prácticas de gestión más efectivas para fijar carbono en suelo operen a escalas de tiempo más largas de lo que los propietarios o gestores del territorio puedan aceptar económicamente (FUNK et al., 2015). En las dehesas extremeñas la carencia de gestión, identificada en este estudio como el escenario con mayor captura de COS, puede no ser una opción viable desde una perspectiva socio-ambiental. Este escenario implica el abandono de prácticas agroforestales esenciales para el sustento local y también representa una pérdida en términos de servicios ecosistémicos, como la producción de carne, corcho y productos derivados del ganado (MORENO & CÁCERES, 2016). La sostenibilidad de las dehesas está amenazada por factores como la baja rentabilidad económica y la falta de regeneración natural de los árboles, lo que promueve la senescencia del sistema y afecta su funcionalidad a largo plazo (MORENO & CÁCERES, 2016).

Por lo tanto, entendiendo que el incremento del COS en el escenario de abandono proviene del aumento de biomasa al suelo a partir de árboles de clases diamétricas menores y, por tanto, mayor regeneración, podemos inferir que una combinación de gestión tradicional y estrategias de regeneración activa podría ofrecer una solución más equilibrada. Este enfoque mixto no solo permitiría mantener la capacidad de las dehesas como sumideros de carbono, sino que también promovería la conservación de su biodiversidad, el sustento económico de las comunidades locales y la provisión de servicios ecosistémicos.

## 6. Conclusiones

El presente estudio desarrolla una metodología MRV basada en ecosistemas

agroforestales como las dehesas dominadas por *Q. ilex*, integrando datos de largo plazo y modelos de procesos validados que puede ser reproducible a mayor escala. Este enfoque permite evaluar la dinámica del COS, superando las limitaciones de análisis centrados únicamente en los valores brutos de stock de carbono. La metodología propuesta es consistente con los principios internacionales de transparencia, reproducibilidad y escalabilidad, y constituye una herramienta robusta para el monitoreo a largo plazo del COS en sistemas agroforestales.

Los análisis demuestran que el balance de COS está influenciado por la interacción entre el tipo de gestión y el tiempo, destacando la importancia de considerar análisis temporales, es decir, es fundamental evaluar la dinámica del COS como indicador de la eficiencia del sistema, en lugar de valores absolutos de stock de carbono. Aunque el abandono de la gestión agroforestal aparece como el escenario con mayor capacidad de captura de carbono, un enfoque mixto que combine prácticas de gestión tradicional con estrategias de regeneración activa se define como una solución más equilibrada, alineando la función de las dehesas como sumideros de carbono con la conservación de su biodiversidad y la sostenibilidad económica local.

Sin embargo, el estudio identifica limitaciones que deben ser abordadas en futuras investigaciones. Los modelos utilizados no consideran elementos clave del sistema agroforestal, como la presencia de herbáceas, tratamientos al suelo o la interacción con el ganado. Además, la ausencia de una evaluación de otros elementos, como N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>, y su interacción con el COS representa una limitación relevante, ya que estos pueden afectar significativamente el balance neto de carbono y de GEI.

## 7. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto Horizonte Europa HE/CL6-SOIL-M/0265. *Monitoring, Reporting and Verification of Soil Organic Carbon and Greenhouse Gas (MRV4SOC)*, con acuerdo de subvención No. 101112754. Las autoras/es agradecen a los equipos de campo del IFN y de la Red de Daños (ICP-Forests) su trabajo. También al Ministerio de Transición Ecológica y Desafío Demográfico (MITECO) por facilitar el acceso abierto a estos datos. Por último, agradecemos a TECMENA el haber facilitado el acceso al desfronde de parcelas de Nivel I para el análisis en laboratorio de sus fracciones.

## 8. Bibliografía

ADAME, P.; CAÑELLAS, I.; MORENO-FERNANDEZ, D.; PACKALEN, T.; HERNANDEZ, L.; ALBERDI, I.; 2020. Analyzing the Joint Effect of Forest Management and Wildfires on Living Biomass and Carbon Stocks in Spanish Forests. *Forests*, 11(1219). <https://doi.org/10.3390/f11111219>

ALBERDI, I.; VALLEJO, R.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J. G.; CONDÉS, S.; GONZÁLEZ-FERREIRO, E.; GUERRERO, S.; HERNÁNDEZ, L.; MARTÍNEZ-JAUREGUI, M.; MONTES, F.; OLIVEIRA, N.; PASALODOS-TATO, M.; ROBLA, E.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.;

SÁNCHEZ-GONZALEZ, M.; SANDOVAL, V.; SAN MIGUEL, A.; SIXTO, H.; CAÑELLAS, I.; 2017. The multi-objective Spanish National Forest Inventory. *Forest Systems*, 26(2), 1–17.

BATJES, N. H.; CESCHIA, E.; HEUVELINK, G. B. M.; DEMENOIS, J.; LE MAIRE, G.; CARDINAEL, R.; ARIAS-NAVARRO, C.; VAN EGMOND, F.; 2024. Towards a modular, multi-ecosystem Monitoring, Reporting and Verification (MRV) framework for soil organic carbon stock change assessment. *Carbon Management*, 15(1). <https://doi.org/10.1080/17583004.2024.2410812>

BROOKS, M.; BOLKER, B.; KRISTENSEN, K.; MAECHLER, M.; MAGNUSSON, A.; SKAUG, H.; NIELSEN, A.; BERG, C.; VAN BENTHAM, K.; 2024. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models Using Template Model Builder (1.1.10). <https://cran.r-project.org/web/packages/glmmTMB/index.html>

CAMPOS, P.; 2004. Towards a sustainable global economics approach for Mediterranean agroforestry systems. In *Sustainability of agrosilvopastoral systems. Advances in GeoEcology*. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20053053314>

COLEMAN, K.; PROUT, J. M.; MILNE, A. E.; COLEMAN, K.; PROUT, J.; MILNE, A.; 2024. RothC-A model for the turnover of carbon in soil Model Description (Issue February).

ESCRIBANO, M.; HERRILLO, A.; MESÍAS, F. J.; 2022. Greenhouse gas emissions and carbon sequestration in organic dehesa livestock farms. Does technical-economic management matters? *Journal of Cleaner Production*, 372(133779). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133779>

FAO; ITPS.; 2015. Status of the world's soil resources (SWSR) - Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils.

FOX, J.; WEISBERG, S.; PRICE, B.; FRIENDLY, M.; HONG, J.; ANDERSEN, R.; FIRTH, D.; TAYLOR, S.; 2022. effects: Effect Displays for Linear, Generalized Linear, and Other Models (4.2-2). <https://cran.r-project.org/web/packages/effects/index.html>

FRIEDLINGSTEIN, P.; SULLIVAN, M. O.; JONES, M. W.; ANDREW, R. M.; GREGOR, L.; HAUCK, J.; QUÉRÉ, C. Le; LUIJKX, I. T.; OLSEN, A.; PETERS, G. P.; PETERS, W.; 2022. Global Carbon Budget 2022. *Earth Syst. Sci. Data*, 14, 4811–4900.

FUNK, R.; PASCUAL, U.; JOOSTEN, H.; DUFFY, C.; PAN, G.; SCALA, N.; GOTTSCHALK, P.; BANWART, S. A.; BATJES, N.; CAI, Z.; SIX, J.; NOELLEMAYER, E.; 2015. From Potential to Implementation: An Innovation Framework to Realize the Benefits of Soil Carbon. In S. Banwart, E. Noelmeyer, & E. Milne (Eds.), *Soil Carbon: Science, Management and policy for multiple benefits* (CAB Intern, pp. 47–59). <https://doi.org/10.1079/9781780645322.0047>

HARTIG, F.; LOHSE, L.; DE SOUZA, M.; 2024. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models (0.4.7). <https://cran.r->

[project.org/web/packages/DHARMa/index.html](https://project.org/web/packages/DHARMa/index.html)

JÄRVENPÄÄ, M.; REPO, A.; LISKI, J.; KAASALAINEN, M.; 2015. Bayesian calibration of Yasso15 soil carbon model using global-scale litter decomposition and carbon stock measurements. *In Preparation, December*, 1–25.

KARGER, D. N.; CONRAD, O.; BÖHNER, J.; KAWOHL, T.; KREFT, H.; SORIA-AUZA, R. W.; ZIMMERMANN, N. E.; LINDER, H. P.; KESSLER, M.; 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Sci Data*, 4(170122). <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>

LE NOË, J.; MANZONI, S.; ABRAMOFF, R.; BÖLSCHER, T.; BRUNI, E.; CARDINAE, R.; CIAIS, P.; CHENU, C.; CLIVOT, H.; DERRIEN, D.; FERCHAUD, F.; GARNIER, P.; GOLL, D.; LASHERMES, G.; MARTIN, M.; RASSE, D.; REES, F.; SAINTE-MARIE, J.; SALMON, E.; ... GUENET, B.; 2023. Soil organic carbon models need independent time-series validation for reliable prediction. *Communications Earth and Environment*, 4(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00830-5>

LENTH, R.; BANFAI, B.; BOLKER, B.; BUERKNER, P.; GINÉ-VÁZQUEZ, I.; HERVE, M.; JUNG, M.; LOVE, J.; MIGUEZ, F.; PIASKOWSKI, J.; RIEBL, H.; SINGMANN, H.; 2024. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means (1.10.6). <https://cran.r-project.org/web/packages/emmeans/index.html>

LISKI, J.; PALOSUO, T.; PELTONIEMI, M.; SIEVÄNEN, R.; 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, 189(1–2), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.005>

LISKI, J.; TUOMI, M.; RASINMÄKI, J.; 2009. Yasso07 user-interface manual (F. E. INSTITUTE (ed.); vol. 680).

LISTOPAD, C. M. C. S.; KÖBEL, M.; PRÍNCIPE, A.; GONÇALVES, P.; BRANQUINHO, C.; 2018. The effect of grazing exclusion over time on structure, biodiversity, and regeneration of high nature value farmland ecosystems in Europe. *Science of the Total Environment*, 610–611, 926–936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.018>

LUGATO, E.; LEIP, A.; JONES, A.; 2018. Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N<sub>2</sub>O emissions. *Nature Climate Change*, 8(March). <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0087-z>

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO, M.; 2020. Cuarto Inventario Forestal Nacional: Extremadura. [https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/ifn/ifn4/20210422\\_ifn4\\_extremadura\\_completo\\_paraweb\\_tcm30-525135.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/ifn/ifn4/20210422_ifn4_extremadura_completo_paraweb_tcm30-525135.pdf)

MONTEITH, J. L.; 1981. Evaporation and surface temperature. *Quarterly J. Royal Meteor. Soc.*, 107, 1–27. <https://doi.org/10.1002/qj.49710745102>

MORENO-FERNÁNDEZ, D.; LEDO, A.; MARTÍN-BENITO, D.; CAÑELLAS, I.; GEA-

IZQUIERDO, G.; 2019. Negative synergistic effects of land-use legacies and climate drive widespread oak decline in evergreen Mediterranean open woodlands. *Forest Ecology and Management*, 432(October 2018), 884–894. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.023>

MORENO, G.; AVIRON, S.; BERG, S.; CROUS-DURAN, J.; FRANCA, A.; GARCÍA DE JALÓN, S.; HARTEL, T.; MIRCK, J.; PANTERA, A.; PALMA, J.; PAULO, J.; RE, G.; SANNA, F.; THENAIL, C.; VARGA, A.; VIAUD, V.; BURGESS, P.; 2018. Agroforestry systems of high nature and cultural value in Europe : provision of commercial goods and other ecosystem services. *Agroforest Syst*, 92, 877–891. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0126-1>

MORENO, G.; CÁCERES, Y.; 2016. System report: Iberian Dehesas, Spain.

OPPERMANN, R.; BEAUFOY, G.; JONES, G.; 2012. High Nature Value Farming in Europe.

PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; FILELLA, I.; ESTIARTE, M.; LLUSI, J.; OGAYA, R.; CARNICER, J.; BARTRONS, M.; RIVAS-UBACH, A.; GRAU, O.; PEGUERO, G.; MARGALEF, O.; PLA-RAB, S.; VERGER, A.; BARBETA, A.; ACHOTEGUI-CASTELLS, A.; FERN, M.; LIU, D.; ZHANG, C.; ... KEVIN, B.; 2017. Impacts of Global Change on Mediterranean Forests and Their Services. *Forests*, 8(463), 1–37. <https://doi.org/10.3390/f8120463>

PLIENINGER, T.; FLINZBERGER, L.; HETMAN, M.; HORSTMANNSHOFF, I.; REINHARD-KOLEMPAS, M.; TOPP, E.; MORENO, G.; HUNTSINGER, L.; 2021. Dehesas as high nature value farming systems: a social-ecological synthesis of drivers, pressures, state, impacts, and responses. *Ecology and Society*, 26(3), 23.

PLIENINGER, T.; HÖCHTL, F.; SPEK, T.; 2006. Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science & Policy*, 9, 317–321. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.03.001>

REPO, A.; JÄRVENPÄÄ, M.; KOLLIN, J.; RASINMÄKI, J.; LISKI, J.; 2017. Yasso15 graphical user-interface manual.

RIGGERS, C.; POEPLAU, C.; DON, A.; BAMMINGER, C.; HÖPER, H.; DECHOW, R.; 2019. Multi-model ensemble improved the prediction of trends in soil organic carbon stocks in German croplands. *Geoderma*, 345(March), 17–30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.014>

ROLO, V.; AMAT, B.; CORTINA, J.; 2016. Water availability and species identity control shrub colonization in abandoned semiarid steppes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 228, 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.014>

ROLO, V.; MORENO, G.; 2019. Shrub encroachment and climate change increase the exposure to drought of Mediterranean wood-pastures. *Science of the Total Environment*, 660, 550–558. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.029>

SIERRA, C. A.; CROW, S. E.; 2022. Modeling soil organic carbon dynamics, carbon sequestration and the climate benefit of sequestration. 375–394. <https://doi.org/10.19103/as.2022.0106.12>

SMITH, P.; SOUSSANA, J. F.; ANGERS, D.; SCHIPPER, L.; CHENU, C.; RASSE, D. P.; BATJES, N. H.; VAN EGMOND, F.; MCNEILL, S.; KUHNERT, M.; ARIAS-NAVARRO, C.; OLESEN, J. E.; CHIRINDA, N.; FORNARA, D.; WOLLENBERG, E.; ÁLVARO-FUENTES, J.; SANZ-COBENA, A.; KLUMPP, K.; 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26(1), 219–241. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>

UNFCCC.; 2014. Handbook on Measurement, Reporting And Verification For Developing Country Parties. United Nations Climate Change Secretariat. [https://unfccc.int/files/national\\_reports/annex\\_i\\_natcom\\_/application/pdf/non-annex\\_i\\_mrv\\_handbook.pdf](https://unfccc.int/files/national_reports/annex_i_natcom_/application/pdf/non-annex_i_mrv_handbook.pdf)

WADOUX, A. M. J. C.; HEUVELINK, G. B. M.; 2023. Uncertainty of spatial averages and totals of natural resource maps. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(5), 1320–1332. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14106>